

Tartu Ülikool  
Loodus ja tehnoloogiateaduskond  
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut  
Geograafia osakond

Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal

**Kasvuhoonegaaside emissioon kodusoometsadest**

Helina Maanso

Juhendajad:

Martin Maddison PhD

Raili Hansen MSc

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Tartu 2015

# Sisukord

Sissejuhatus .....	4
1. Kasvuhoonegaasid kõdusoometsadest .....	6
1.1. Metsakuivendamise vajadus ja ajalugu .....	6
1.2. Mustika-kõdusoo ja jänsekapsa-kõdusoo kasvukohatüübi kirjeldus .....	7
1.3. CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O kui kasvuhoonegaasid .....	8
1.4. Veerežiimi reguleerimise mõju keskkonnatingimustele .....	9
1.5. Kasvuhoonegaaside vood kõdusoometsadest .....	10
1.5.1. Peapuuliigi mõju kasvuhoonegaaside emissioonile .....	11
1.5.2. Kuivenduskraavi kauguse mõju kasvuhoonegaaside emissioonidele .....	13
2. Materjal ja metoodika .....	14
2.1. Uurimisalade kirjeldus .....	14
2.1.1. Männikud .....	15
2.1.2. Kuusikud .....	15
2.1.3. Kaasikud .....	15
2.2. Väli-ja laboratoorsete tööde metoodika .....	16
2.3. Statistiline analüüs .....	17
3. Tulemused .....	19
3.1. Kasvuhoonegaaside aastased vood .....	19
3.1.1. Süsihappegaasi aastane voog .....	19
3.1.2. Metaani aastane voog .....	20
3.1.3. Naerugaasi aastane voog .....	21
3.2. Kraavikauguse mõju gaasiemissioonidele .....	22
3.2.1. Kraavikauguse mõju CO <sub>2</sub> emissioonile .....	22
3.2.2. Kraavikauguse mõju CH <sub>4</sub> emissioonile .....	24
3.2.2. Kraavikauguse mõju N <sub>2</sub> O emissioonile .....	25
3.3. Gaasivoogude seos keskkonnaparametritega .....	26
3.3.1 Temperatuuriga seos .....	26
3.3.2 Veetaseme ja mullaniiskusega seos .....	27
3.3.3. Turbatüsedusega seos .....	29
3.3.4. Vee- ja mullakeemiaga seos .....	30

3.4. Globaalse soojenemise potentsiaal .....	31
4. Arutelu .....	33
4.1. CO <sub>2</sub> voog .....	33
4.2. CH <sub>4</sub> voog .....	35
4.3. N <sub>2</sub> O voog .....	36
5. Kokkuvõte .....	37
Summary .....	40
Tänuavaldused .....	43
Kasutatud kirjandus .....	44
Lisad .....	50

## Sissejuhatus

Kõdusoometsad on kujunenud sügavaturbalistest lagedatest või hõreda puurindega madal- ja siirdesoodest pikaajalise kuivendamise tulemusena (Paal, 1999). Metsakuivenduse eesmärk on parandada metsade liigniiskusest tingitud seisundit ja tuleohutust. Metsakuivendus aitab kaasa metsade paremale majandamisele ning marjade, seente korjamisele ja jahipidamisele (Arukuusk, 2010).

Turvasmuldade kuivendamisel mullahingamine oluliselt intensiivistub, mistõttu kuivendusjärgselt kujunevad alad peamise kliima soojenemist põhjustava kasvuhoonegaasi, süsihappegaasi ( $\text{CO}_2$ ), allikateks. Liigniisked, niisked ning kuivendatud mullad emiteerivad peale  $\text{CO}_2$  ka dilaammastikoksiidi ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ehk naerugaasi ning metaani ( $\text{CH}_4$ ) (Minkinen, 1999), mille globaalset soojenemist mõjutavad potentsiaalid on vastavalt 298 ning 34 korda kõrgemad kui samal kogusel süsinikdioksiidil (IPCC, 2013a). Põhjaveetaseme langedes sügavamale kui 30 cm maapinnast, metaani emissioon mullast lakkab ja lendumise asemel võib muld hakata metaani siduma (Salm *et al.*, 2011).

Valdav enamus kuivendatud metsadest asub riigimetsamaal (Arukuusk, 2010). Tullus (2011) ning RMK teadusnõukogu (RMK, 2013) hinnangul vajab selgitamist, kuidas metsade efektiivne majandamine võimaldab tagada nende jätkusuutliku süsiniku sidumise võime muutuvates kliimatingimustes. Selleks on vaja mõõta süsiniku eraldumist nii mullast kui ka taimkattest ning hinnata kuivendatud soode kasvuhoonegaaside  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  emissioone.

Kasvuhoonegaasid mõjutavad oluliselt kliimasoojenemist (Dalal *et al.*, 2003). Kasvuhoonegaasi emissioonide vähendamist peetakse kliimamuutustega kohanemise võtmeprobleemiks (IPCC, 2007).

Eestile geograafiliselt lähedastest piirkondadest on teostatud põhjalikud inventuurid kasvuhoonegaasi voogude ning nende mõju kohta kliimamuutustele Soomes ja Rootsis (Tullus, 2011).

ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni, Kyoto protokoll ja Euroopa Liidu (EL) kasvuhoonegaaside heite seire- ja aruandlusmehhanismi kohaselt peab Eesti igal aastal esitama riikliku inventuuri aruande heitkoguste hinnangutega (Keskkonnaministeerium, 2013).

2008. aastal koostati RMK valduses olevate metsakuivendamisüsteemide majandamise strateegia, kus arvestati metsakuivendamisega seonduvaid majanduslikke, sotsiaalseid ja ökoloogilisi aspekte ning üritati leida tasakaalu nende vahel. RMK on võtnud metsakuivendussüsteemide majandamise strateegia alusel kohustuse viia läbi rekonstrueeritavatele metsaparendusobjektidele keskkonnamõju analüüsi (Arukuusk, 2010).

Antud magistritöö eesmärkideks oli:

- Analüüsida kasvuhoonegaaside CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O emissioone muudetud hüdroloogilise režiimiga metsades;
- Analüüsida kuivenduskraavi kauguse, peapuuliigi ja keskkonnaparameetrite mõju kasvuhoonegaaside emissioonile;
- Anda hinnang uurimisalade globaalse soojenemise potentsiaalile.

Käesoleva töö teoreetilises osas käsitletakse metsakuivendamise vajadust ja ajalugu, veerežiimi reguleerimise mõju keskkonnaparameetritele ja kasvuhoonegaaside voogusid looduslikest ning kõdusoometsadest. Ühtlasi tutvustakse peapuuliigi ja kuivenduskraavi kauguse mõju kasvuhoonegaaside emissioonile.

# **1. Kasvuhoonegaasid kõdusoometsadest**

## **1.1. Metsakuivendamise vajadus ja ajalugu**

Kliima Eestimaal on olnud pärast jääaega niiske, mis on põhjustanud soode ja soostunud mineraalmaade pindala järjepidevat suurenemist (Valk, 1997). Metsamaade soostumisele aitavad kaasa ka suhteliselt tasane pinnamood, vee äravoolu aeglustav ning vett väheläbilaskev pinnas ja mõnel pool surveiline põhjavesi. Metsa ülestöötamisel ja väljaveol kasutatavad rasked masinad suruvad kokku pindmise mullakihi, takistades sellega vee allavalgumist (Pikk & Valk, 1997). Turbalasundi stratigraafilised uuringud näitavad, et pikaajalise soostumise tulemusena muutub muld järjest halvemaks. Aastasadu ja aastatuhandeid kestnud pideva soostumise tulemusena on viljakas muld asendunud toitainevaese rabamullaga, mis on meil esinevatest mullaliikidest kõige kehvem ja sobib elupaigaks vaid kõige vähenõudlikumatele taimedele (Valk, 1997).

Liigniiskuse all kannatavate puistude tootlikkuse suurendamiseks ja soostunud metsamaade pindala suurenemise vältimiseks alustati 19. sajandil metsamaade kuivendamist, kuna metsamaade põllumaadeks muutmise, viinavabrikute, sae-ja paberitööstuste arengu tõttu tekkis mõnedes piirkondades nappus puidust ja metsast. Kirjanduse põhjal alustati põllumaade kuivendustöödega paljudes Eestimaa mõisates juba 17. sajandil, metsamaade kuivendamisega aga tunduvalt hiljem. 18. sajandi lõpul - 19. sajandi algul plaaniti rajada Peipsi-Pärnu veetee, mis nägi ette enam kui 60 000 ha ulatuses maade kuivendamist, hõlmates ka metsamaid. Töid alustati 1820. aastal ning sellest aastast pärinevad ka esimesed teadaolevad metsakraavid (Pikk & Valk, 1997).

Esimesi sihipäraseid metsakuivendusi Liivimaal tehti alates 1830-ndast ja Eestimaal alates 1840-ndast aastast (Sivers, 1903 *cit.* Pikk & Valk, 1997). Olenemata sellest, et soometsade kuivendamine andis silmnähtavalt häid tulemusi ning seda hakati propageerima, kraavitati 19. sajandil metsamaid vähe - kraavid kaevati peamiselt üleujutuste vähendamiseks (Pikk & Valk, 1997). 1920-ndatel koostati kava kõikide liigniiskete riigimetsade kuivendamiseks, kuid see osutus ebareaalseks (Etverk, 2002). Metsamaade kuivendamine, millega pärast I maailmasõda alustati uuesti 1923. aastal, jäi endiselt pikaks ajaks labidatööks (Pikk & Valk, 1997). Suuremahulised kraavitustööd algasid 1949-50. aastal, kui kasutusele võeti ekskavaatorid ja hakati projekteerima süsteemseid kraavivõrke (Pikk & Seemen, 1997). Metsakuivendustööde

maht tõusis alates 1951. aastast kiiresti ja saavutas haripunkti 1969-1975, mil kuivendati umbes 150 000 ha metsamaad (Etverk, 2002).

Eestis kestis intensiivne metsakuivendus kuni 1980-ndate aastate lõpuni, kuid varem ehitatud süsteeme veel ei rekonstrueeritud (Pikk, 1997 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009). Kuivendatud metsamaade kogupindala Eestis oli ligikaudu 560 000 ha (Etverk, 2002, Pikk, 1997 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009; Ilomets, 2009 *cit.* Esenberg *et al.*, 2013).

Järvelja Öppe- ja Katsemetskonnas teostati esimesi juhuslikke kuivendustöid juba 19. sajandi II pooles. Süsteemsed kuivendustööd metskonnas algasid 1884. aastal. Kraavide rajamisel peeti silmas, et suuremate magistraalkraavide abil saaks materjali transportida (parvetuskraavidena ära kasutada). Aastatel 1884-1897 kaevati metskonnas kogusummas 150 km kraave (Mathiesen, 1972).

## **1.2. Mustika-kõdusoo ja jänesekapsa-kõdusoo kasvukohatüübi kirjeldus**

Mustika-kõdusoo kasvukohatüüpi iseloomustab tugevalt mätlik mikroreljeef. Puurindes on valdav mänd ning kuuse järelkasv. Põõsarinne tavaliselt puudub või on hõre, kuid puhmarinne on hästi arenenud. Puhmarindes kasvavad tüüpiliselt mustikas (*Vaccinium myrtillus*), pohl (*Vaccinium vitis-idaea*), sinikas (*Vaccinium uliginosum*) ja sookail (*Ledum palustre*). Rohurinde tüüpilised esindajad on kattekold (*Lycopodium annotinum*), palu-härghein (*Melampyrum pratense*), karvane piiphein (*Luzula pilosa*), lakkleht (*Orthilia secunda*), ümaralehine uibuleht (*Pyrola rotundifolia*), tupptarn (*Carex vaginata*), tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*) ja sinihelmikas (*Molinia caerulea*). Mustika-kõdusoo kasvukohatüübile on omane 4- 12 (15) cm түseduse metsakõdu-horisoni olemasolu ja selle all paikneva mustjas- või hallikaspruuni, sõmerja struktuuriga 2-10 (15) cm түsedune kõduturbakihi esinemine. Turba reaktsioon on risosfääri ulatuses tugevasti happeline, jäädes vahemikku 2,6-3,8 (Paal, 1999).

Jänesekapsa kõdusoo kasvukohatüübi reljeefi iseloomustab kõrgete kännu- ja түvemätaste kujundatud muutlik mikroreljeef. Puurindes domineerib kuusk, kuid kuivenduseelsest perioodist võib olla säilinud sangleppi (*Alnus glutinosa*), saart (*Fraxinus excelsior*), kaski (*Betula pubescens*, *B. pendula*) või mändi (*Pinus sylvestris*). Põõsarinne on hõre või keskmise tihedusega. Põõsarinnet iseloomustavad paakspuu (*Frangula alnus*), harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*), kadakas (*Juniperus communis*), harilik vaarikas (*Rubus idaeus*), toomingas

(*Padus avium*), harilik kuslapuu (*Lonicera xylosteum*) ja lodjapuu (*Viburnum opulus*). Puhmarohurindes on liigiline koosseis varieeruv, kuna sõltub koosluse lähtetüübist, kuivenduse intensiivsusest ning puurindes domineerivatest liikidest. Jänesekapsa-kõdusoo kasvukohatüübi muldasid iseloomustab maapinnalähedane metsakõdu horisont ning selle alla jääv mustjas- või hallikaspruun hästi lagunenenud sõmerja struktuuriga kuni 20 cm tüsedune kõduturba kiht. Lasundi alumised kihid sõltuvad lähtetüübist ning on mitmesuguse lagunemisastme ja koostisega. Mullareaktsioon oleneb lähtetüübist ning jääb vahemikku 4,0-6,5 (Paal, 1999).

### 1.3. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O kui kasvuhoonegaasid

Eesti allkirjastas Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni kliimamuutuste raamkonventsiooni (UNFCCC) 1992. aasta juunis ja ühines Kyoto protokolliga 1998. aastal. Selle kohaselt pidi Eesti vähendama kasvuhoonegaaside heitkoguseid. Eesti riiklik eesmärk on Euroopa Liidu heitkoguste kauplemise süsteemi välistes sektorites hoida kasvuhoonegaaside heitkoguste kasv 11% piires aastaks 2020 võrreldes 2005. aasta tasemega (Keskkonnaministeerium, 2013). Vastavalt Kyoto protokollile kuuluvad peamiste kasvuhoonegaaside hulka süsihappegaas ehk süsinikdioksiid (CO<sub>2</sub>), metaan (CH<sub>4</sub>) ja naerugaas ehk diämmastikoksiid (N<sub>2</sub>O) (Kyoto Protocol, 1998; IPCC, 2013a).

Kasvuhoonegaasid püsivad atmosfääris ajalises skaalas alates dekaadist kuni sajanditeni. Seetõttu on kasvuhoonegaasidel Maa kliimale pikaaegne mõju. Arvatakse, et metaanil on atmosfääris suhteliselt lühike eluiga (ligikaudu 12 aastat), kuid naerugaas ja süsihappegaas püsivad atmosfääris vastavalt ligikaudu 121 aastat ning 50-200 aastat (IPCC, 2013b).

Globaalselt on atmosfääris alates 1750. aastast inimtegevuse tagajärjel märkimisväärselt kasvanud süsihappegaasi, metaani ja naerugaasi kontsentratsioonid. Globaalse süsihappegaasi kontsentratsiooni tõusu põhjuseks peetakse fossiilsete kütuste kasutamist ja muutusi maakasutuses. Olulisemateks naerugaasi- ja metaaniallikateks peetakse loomakasvatust ning põllumajandust (IPCC, 2013a).

Globaalse soojenemise potentsiaali all mõistetakse mitu korda on kasvuhoonegaasi üks molekul soojuse tagasipeegeldamise ja neelamise võimelt teatud perioodi jooksul (20, 100 või 500 aastat) efektiivsem kui süsinikdioksiidi üks molekul. Naerugaasi peetakse kolmest



kasvuhoonegaasist keskkonnale kõige ohtlikumaks, kuna see on saja-aastase perioodi jooksul 298 korda tugevama kiirgusbilanssi mõjutava toimega kui süsihappegaas. Metaanimolekuli võime on infrapunakiirgust neelata 34 korda suurem kui süsihappegaasil (IPCC 2013b).

2011. aastal oli peamine kasvuhoonegaas Eestis süsinikdioksiid ( $\text{CO}_2$ ) (89,87%), järgnesid naerugaas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (4,79%) ja metaan ( $\text{CH}_4$ ) (4,57%). Summaarses heitkoguste määras ei ole arvestatud maakasutuse, muudetud maakasutuse ja metsanduse sektorit, kuid viimane toimib Eestis suure metsasuse tõttu ainsa võimaliku kasvuhoonegaaside sidujana ning sellel on riigi süsinikuringes oluline roll. 2011. aastal oli nimetatud sektor  $\text{CO}_2$  neelaja, sidudes kokku 4262,81 Gg  $\text{CO}_2$  ekvivalenti (Keskkonnaministeerium, 2013).

#### **1.4. Veerežiimi reguleerimise mõju keskkonnatingimustele**

Metsakuivenduse mõju kasvutingimuste paranemisele avaldub tavaliselt juba esimestel aastatel ning saavutab maksimumi umbes 15 aastat pärast kuivendamist (Kelman *et al.*, 2006; Arukuusk, 2010).

Sooala pindmise kihi aeratsioon suureneb tänu kuivendamisele, vastavalt suureneb ka seal tegutsevate aeroobsete lagundajate populatsioon ja paraneb juurte õhustatus ning kiireneb toitainete mineralisatsioon (Paavilainen & Päivänen, 1995; Kelman *et al.*, 2006). Pealmise kihi aeratsiooni kasvades vabastatakse orgaaniliste ja anorgaaniliste (Al, S ja Fe) oksüdatsiooniprotsesside toimel pinnasesse prootoneid, mille tulemusena kasvab keskkonna happelisus. Kuivendamata aladel tasakaalustatakse happelisus aluselist katioonidega põhjavee sissevoolu poolt, kuid kuivendusjärgselt põhjavee sissevool on kraavide tõttu takistatud ning seetõttu ka neutraliseeriv mõju vähenenud (Kaisel & Kohv, 2009).

Kuivendatud turbakiht hakkab vajuma mehaanilise tihenemise mõjul, mis on tingitud niiskusesisalduse ja mahu vähenemisest ning kuivendatud metsa kasutamisest (Tomberg, 1992 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009). Vajumise tulemusena vabaneb taimedele alumistes kihtides salvestatud orgaanilist ainet ja mineraalaineid (nt lämmastik ja fosfor) (Kaisel & Kohv, 2009; Ahti, 1987 *cit.* Päivänen & Hånell, 2012). Vajumise ulatus sõltub kuivenduseelse turba struktuurist, vaba vee hulgast turbapoorides, kuivendamise sügavusest ja kuivendamisest möödunud ajast. Pikaaegsemat vajumist soodustab elavnenud mikroobsest tegevusest tingitud turba mineraliseerumine (Päivänen & Hånell, 2012). Turbakihi tuseduse muutumine sõltub

kõduneva materjali kogusest – mida paksem on turbakiht, seda rohkem on orgaanilist materjali, mis niiskusraja muutmisel hakkab lagunema (Lukkola, 1949 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009).

Kuivendusjärgselt muutuvad mulla lämmastiku (N) ja fosfori (P) bilansid sõltuvad kuivendusala looduslikust iseloomust (toitaineterikkusest) ja puistu vanusest (vanemad puud seovad toitaineid rohkem) ning kasvukiirusest. Meso- ja oligotroofsetel aladel kasvavad N-konsentratsioonid kahes ülemises mullakihis (0-10cm ja 10-20cm) kuni 20-30 aastat pärast kuivendamist, kuid fosfori kontsentratsioon kasvab vaid ülemises kihis (Laiho & Laine, 1994 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009).

Põhjaveetaseme alanemisel väheneb auramine, millest tulenevalt paraneb aeroobsemas ja väikesema niiskussisaldusega mullas soojusjuhtivus, mis omakorda soodustab temperatuuri tõusu pinnases (Paavilainen & Päivänen, 1995; Kelman *et al.*, 2006). Temperatuurimuutused pinnases soodustavad ühtlasi biomassi suurenemist ja rabataimestiku asendumist mineraalpinnasega kohanenud taimestikuga. Ühtlasi vähendab suurem biomass temperatuurikõikumiste esinemist pinnases (Päivänen & Hånell, 2012).

## **1.5. Kasvuhoonegaaside vood kõdusoometsadest**

Looduslikes soodes süsinik akumulereb turbas, mistõttu seotakse süsihappegaasi (Nilsson *et al.* 2007; Sagerfors *et al.*, 2008; Kaisel & Kohv, 2009; Järveoja, 2011). Liigniiskete ja anaeroobsete keskkonnatingimuste tõttu vabastatakse looduslikest soodest atmosfääri metaani (Rinne, *et al.*, 2007; Järveoja, 2011; Leppälä *et al.*, 2011;). Vähesel määral emiteeritakse naerugaasi (Lohila *et al.*, 2010; Järveoja, 2011).

Kuivendusjärgsed samaaegsed muutused taimestikus ning laguprotsessides mõjutavad süsinikuringe dünaamikat (Minkkinen, 1999). Suureneb oksüdatsioonil eralduva CO<sub>2</sub> hulk, samas väheneb enamasti CH<sub>4</sub> hulk (Komulainen *et al.*, 1998 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009; Päivänen & Hånell, 2012). Kuivendusjärgsete süsinikugaaside emissioonid olenevad turba toitainete sisaldusest (looduslikust tüübist), kliimatilistest tingimustest ning keskmisest põhjaveetasemest (Minkkinen, 1999). Võrreldes süsihappegaasi ning naerugaasi emissioonidega, emiteerivad madal-ja siirdesood enim metaani (160 kuni 200 kg CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (Mander *et al.*, 2010).

Kuivendusjärgselt suurenevad CO<sub>2</sub> emissioonid (Berglund & Berglund, 2011) ning langevad CH<sub>4</sub> emissioonid (Kaisel & Kohv, 2009). Eesti tingimustes kuivendatud soode metaanivood on 1,1 – 27,7 kg CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Mander *et al.*, 2010). Salm (2012) järgi on kuivendatud soode süsihappegaasi emissioon keskmiselt 7043,7 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Naerugaasi vood looduslikest soodest on väikesed, esinedes peamiselt toitainerikkamates soodes (Ojanen *et al.*, 2013). Dilämmastikoksiidi emiteerib looduslik siirdesoo keskmiselt - 0,08 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Mander *et al.*, 2010). Kuivendusjärgselt põhjustab naerugaasi voogusid aeroobne nitrifikatsiooni ja/või anaeroobne denitrifikatsiooni protsess. Nitrifikatsiooni protsessi mõjutavad mulla hapnikusisaldus, lämmastiku kättesaadavus ning niiskus- ja temperatuuritingimused. Heterotroofse nitrifikatsiooni protsessi käigus oksüdeeritakse aeroobsetes tingimustes NH<sub>3</sub>/ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> või orgaaniline lämmastik (NO<sub>2</sub> ja/või NO<sub>3</sub> sisaldusega) (Papen & Rennenberg, 1990 *cit.* Batjes & Bridges, 1992) ning autotroofne nitrifikatsioon on aeroobsetes tingimustes biloloogiline protsess, mille käigus oksüdeeritakse NH<sub>4</sub> NO<sub>3</sub>-ks. Protsesside tulemusena eraldub dilämmastikoksiid. Denitrifikatsiooni käigus produtseeritakse molekulaarset lämmastikku (N<sub>2</sub>) ja/või dilämmastikoksiidi (N<sub>2</sub>O). Protsess toimub anaeroobsetes tingimustes, kus nitraat ning organilised ühendid on kättesaadavad ning niiskustingimused on sobivad (Knowles, 1982 *cit.* Batjes & Bridges *et al.*, 1992).

Kuivendusjärgselt kasvavad tavaliselt naerugaasivood toitainerikkadest muldadest ning aladelt, kus pH –tase soodustab N<sub>2</sub>O teket (Regina *et al.*, 1996). Mander *et al.* (2010) järgi on naerugaasi emissioon kuivendatud rabadest ja siirdesoodest Eesti tingimustes keskmiselt 3,3 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

### **1.5.1. Peapuuliigi mõju kasvuhoonegaaside emissioonile**

Peapuuliik mõjutab mulla toitainete sisaldust ja kättesaadavust mullast, kuna erinevad puuliigid toodavad erineva kvaliteediga ning koguses varist (von Arnold *et al.*, 2005). Varise kvaliteet avaldab omakorda mõju mineraliseerumise kiirusele, mulla mikrobioloogiale (Menilayo *et al.*, 2002), heterotroofse lagunemise ja denitrifikatsiooni kiirusele, (von Arnold, *et al.*, 2005) mulla pH-le, süsiniku ja lämmastiku suhtele (C:N suhtele), üldsüsiniku kogusele, millel omakorda on mõju kasvuhoonegaaside emissioonile (Menilayo *et al.*, 2002).

Süsihappegaasi ning dilämmastikoksiidi emissioone mõjutab maapinnalähedane taimestik, kuna viimane omab rolli mulla lämmastikuringluse kiiruses (Barrena *et al.*, 2013).

Võrreldes erinevate domineerivate puuliikidega puistused, on leitud, et võrreldes lehtpuumetsadega (kaasikud) on okaspuuenamusega metsades (männikud ja kuusikud) madalam pH tase (Menilayo *et al.*, 2002), kuid kõrgem C:N suhe, mullas kõrgem süsinikusisaldus (von Arnold *et al.*, 2005; Menyailo *et al.*, 2002) ning madalam lämmastikusisaldus (Berg & Meentemeyer, 2002). Barrena *et al.* (2013) järgi on heitlehistes puistudes suurem mikroorganismide aktiivsus ning kiirem aineringlus kui okaspuu puistudes. Puistutes, kus kasvab õhulämmastikku siduvate kiirikbakteritega sümbiontseid leppade perekonna esindajaid (näiteks sanglepp, hall lepp) on leitud kõrgem lämmastiku kontsentratsioon nii varisest kui mullast, mis soodustab kasvuhoonegaaside emissioone (von Arnold *et al.*, 2005). Berg & Meentemeyer (2002) järgi on kuusevarises suurem lämmastikusisaldus kui männivarises.

Barrena *et al.* (2013) leidsid, et võrreldes okaspuuenamusega ja heitlehiseid puistused, on viimastes kõrgemad metaani emissioonid tulenevalt peapuuliigi mõjust mulla metanogeensete mikroobide elutegevusele ja mulla omadustele (näiteks mulla poorsus ja niiskussisaldus). Mander *et al.* (2010) järgi võivad kaasikud olla olulised metaaniallikad, kui need on rajatud endistele põllumajandusaladele turvastunud või gleimuldadele. Eesti tingimustes on puistutest suurimateks metaani tarbijateks segametsad ( $-1780$  kuni  $-944 \text{ t CH}_4\text{-C a}^{-1}$ ) (Mander *et al.*, 2010).

Domineeriv puuliik ja maapealne taimestik mõjutavad mulla lämmastikuringet ja seeläbi süsihappegaasi ja naerugaasi emissioone (Barrena *et al.*, 2013). Võrreldes männikutega esinevad kuusikutes kõrgemad naerugaasi emissioonid (Menilayo *et al.*, 2002). Ühtlasi leiti, et lehtpuuenamusega puistutes on okaspuumetsadest kõrgemad dilämmastikoksiidi emissioonid, kuna suurem varise kiht soodustab anaeroobseid tingimusi (Barrena, *et al.*, 2013).

### **1.5.2. Kuivenduskraavi kauguse mõju kasvuhoonegaaside emissioonidele**

Põhjaveetase langeb tavaliselt järsult kraavi vahetus läheduses, kuid 10–20 m kaugusel muutub kuivenduse mõju vähemärgatavaks (Tomberg 1992 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009). Kuivenduse intensiivsus mõjutab kasvuhoonegaaside emissioone, näiteks kraavi vahetus läheduses on täheldatud kõrgemaid CO<sub>2</sub> emissioone (Kløve *et al.*, 2010).

Kraavidest on täheldatud silmapaistvalt suuremaid ja varieeruvamaid metaani emissioone, mida põhjendatakse erineva vee liikumise ning päritoluga ja taimekoosluste liigilise koosseisuga (Minkkinen & Laine, 2006).

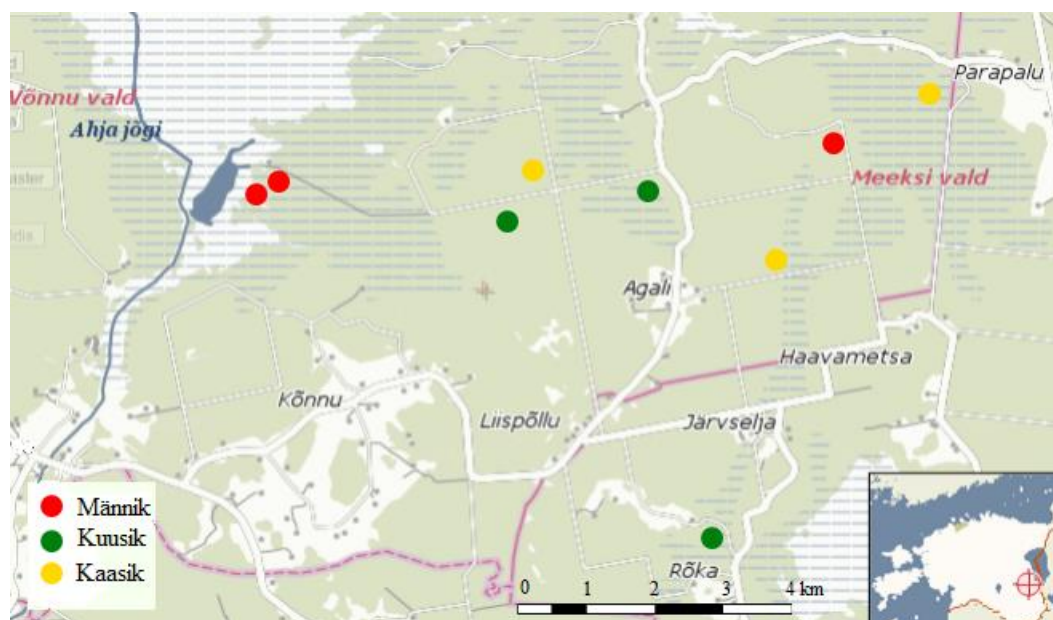
Kuivenduskraavide puhul aitab säilitada nende töökindlust korrapärane hooldus ning voolutakistuste kõrvaldamine kraavidest (Pikk & Valk, 1997; Arukuusk, 2006).

## 2. Materjal ja metoodika

### 2.1. Uurimisalade kirjeldus

Kasvuhoonegaaside ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  ja  $\text{N}_2\text{O}$ ) mõõtmisi viidi läbi Järvelja Öppe-Katsemetskonnas, mis asus Tartu maakonna kaguosas Peipsiäärsel madalikul (Laas *et al.*, 2007). Uurimisalad asusid metskonna põhjaosas. Administratiivselt paiknesid uurimisalad Võnnu vallas (Ahunapalu ja Agali küla) ning Meeksi vallas (Järvelja küla).

Uuritavateks aladeks olid männikud, kuusikud ja kaasikud. Iga puistu kohta valiti kolm kordusala. Uurimisalade paiknemine on toodud joonisel 1.



**Joonis 1.** Uurimisalade paiknemine Järvelja Öppe-ja Katsemetskonnas.

Kuivendatud metsades paiknevate uurimisalade proovivõtu skeemid olid kaheksal alal ühesugused. Staatilised pimekambrid gaasiproovide kogumiseks paiknesid kuivenduskraavist 5, 15, 40 ja 80m kaugusel, igal kaugusel neli kordust.

Ühes kuusikus oli proovivõtuskeem looduslike tingimuste tõttu veidi erinev. Uurimisala paiknes kahe kuivenduskraavi ristumiskohas, millest tulenevalt koguti gaasiproove ühest kraavist 5, 15 ja 40m kauguselt ning ristuvast kraavist 5 ja 15m kauguselt. Igale kraavi kaugusele oli paigaldatud üks vaatluskaev põhjaveetaseme ja veekvaliteedi registreerimiseks.

Mathiesen (1972) järgi valdasid ajalooliselt Järvelja õppemetskonna põhjapoolset osa madala reljeefiga madalsood, mis olid ühel suhtelisel kõrgusel Peipsi järvega. Õppemetskonna

kõrgeim koht paiknes metskonna kaguosas Rõka vahtkonna piirkonnas. Üheks kõrgeimaks õppemetskonna kõrgendikuks oli Agali küla seljak, mille suhteline kõrgus võrreldes naabruses oleva metsaalaga oli kuni 5m. Järvelja küla ümbruses oli reljeefi kõrgus 34-38m, ulatudes üle Peipsi pinna 6m.

### **2.1.1. Männikud**

Uurimisalused männikud asusid ajalooliselt Kuuksaare palos ning Kanajalasoo (Maa-ameti kaardirakendus, 2015). Metsa kõrgus enne kuivendamist oli 3-8m, 30 aastat pärast kuivendamist 15-20m. Kuivendus on läbi viidud 1922. aastal (Mathiesen, 1972).

Metsaregistri andmetel moodustas männikutes puistude esimese rinde harilik mänd (95-100%). Puistu keskmine kõrgus oli 18-20m ning vanus 55-60 aastat. Ühes männikus oli puistu keskmine vanus kõrgem: 80% oli ligikaudu 70-aastane ning 20% oli 120-aastane. Männikutes oli Maa-ameti andmetel hästi kuivendatud keskmiselt ja halvasti lagunenud turvasmullad või hästi kuivendatud kerged gleimullad.

### **2.1.2. Kuusikud**

Uurimisalused kuusikud paiknesid ajaloolisel Kanajalasoo ning Rõka küla piirkonnas (Maa-ameti geoportaal, 2015). Kahes kuusikus valitses esimeses rindes harilik kuusk (80-100%), mille vanus 55-58 aastat ning kõrgused 16-20m. Ühes uurimisaluses kuusikus kasvas lisaks harilikule kuusele esimeses rindes ka sanglepp (3%) ning harilik vaher (2%). Kuusikutes domineerisid hästi kuivendatud ja lagunenud turvastunud gleimullad või hästi kuivendatud keskmise raskusega gleimullad.

### **2.1.3. Kaasikud**

Uurimisalused kaasikud paiknesid ajalooliselt Kanajala- ja Sakasoo (Maa-amet geoportaal, 2015). Mathiesen (1972) järgi olid kuivendatud soodele rajatud kaasikud nõrgalt kuivendatud

ning maapind oli niiske. Turbalasundi түsedus oli vähemalt 50cm, mille all oli liivsavi või savihorisont.

Metsaregistri andmetel esines uurimisalustes kaasikutes esimeses rindes sookask (95-100%), vanus 30-40 aastat ning keskmine kõrgus 14-18m. Maa-ameti andmetel oli kaasikutes hästi kuivendatud turvastunud ja hästi lagunenuд turvasmullad või hästi kuivendatud keskmise raskusega gleimullad.

## **2.2. Väli-ja laboratoorsete tööde metoodika**

Kasvuhoonegaaside ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) emissioonide mõõtmisi teostati staatilise pimekambril meetodil aprillist 2014.a. märtsini 2015.a. Mõõtmised toimusid 3 -4 nädala tagant ning kokku tuli 14 mõõtmiskorda.

Mõõtmistel kasutati valgeid 65-liitriseid PVC kambreid (diameeter 50 cm, kõrgus 40 cm), mis asetati õhukindlalt 15-cm sügavusele pinnasesse vajutatud veetihendiga plastikrõngale. Proovid kõikidelt uurimisaladelt koguti 2-3 järjestikulise päeva jooksul.

Gaasiproovid koguti 50 ml eelevalukeeritud (0,3 mbar) klaaspudelitesse. Esimene proov võeti vahetult pärast kambri paigutamist rõngale (0 minuti proov) ning seejärel 20 minuti, 40 minuti ja 60 minuti proovid nii, et kamber asetses kogu aja segamatult rõngal.

$\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  ja  $\text{N}_2\text{O}$  sisaldus proovides määrati elektron-detektori (ECD) ja leek-ionisatsiooni detektoriga (FID) varustatud gaas-kromatograafi (Shimadzu 2014 GC) abil Tartu Ülikooli laboris. Gaaside voo väljaarvutamiseks ( $\mu\text{g}$  või  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) pinna- ja ajaühiku kohta leiti gaaside sisalduse muutuse kambrites (Salm, 2012).

Iga kord registreeriti kõikidel uurimisaladel ka põhjavee tase vaatluskaevudest. Analüüsiks piisava veetaseme korral registreeriti vaatluskaevudest portatiivse seadmega YSI Professional Plus igalt kraavikaugusel järgmised veeparameetrid: vee temperatuur, pH, elektrijuhtivus, redokspotentsiaal, lahustunud  $\text{O}_2$  sisaldus ja lahustunud hapniku küllastusaste (kokku 12 korral). Mullaniiskus (volumeetiline) ning mulla pinnatemperatuur määrati kõikidel kordadel Decagon Pro Check käsiseadmega.



Vaatluskaevudest kogutud veeproovidest lasti määrata kolmel korral TÜ geograafia veelaboris lahustunud orgaaniline süsinik (DOC) ja lahustunud lämmastik (DN) ning Eesti Keskkonnauuringute laboris määrati ühekordselt ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), nitraat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), lämmastik kuivainest ( $\text{N}_{\text{üld muld}}$ ), fosfaat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), fosfor kuivainest ( $\text{P}_{\text{üld muld}}$ ), sulfaat ( $\text{SO}_4$ ), väävel (S), kaltsium (Ca) ja kaalium (K). Lahustunud süsiniku-lämmastiku suhe (C:N) leiti nii lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ning lahustunud lämmastiku (DN) kui kogu süsiniku (TC) ja kogu lämmastiku (TN) jagatistena. Lisaks mõõdeti mullatemperatuurid 10, 20, 30 ja 40-cm sügavusel maapinnast. Aprillis 2014 mõõdeti kõikidel uurimisaladel turbapuuriga turbatüsedus.

Globaalse soojenemise potentsiaali arvutamiseks teisendati  $\text{CO}_2\text{-C}$ ,  $\text{CH}_4\text{-C}$  ja  $\text{N}_2\text{O-N}$  vastavalt  $\text{CO}_2\text{-ks}$ ,  $\text{CH}_4\text{-ks}$  ja  $\text{N}_2\text{O -ks}$  ning leiti uurimisalade kaalutud aastakeskmised tulemused (ühik  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Järgnevalt teisendati iga kasvuhoonegaasi globaalse soojenemise potentsiaali leidmiseks süsinikdioksiidi ekvivalentidesse ( $1 \text{ kg CO}_2 = 1 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$ ;  $1 \text{ kg CH}_4 = 34 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$ ;  $1 \text{ kg N}_2\text{O} = 298 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv}$  (IPCC, 2013b).

Autor osales Järvelja Õppe-ja Katsemetskonnas välitöödel vahemikus november 2013. aastal kuni märts 2015. aastal.

### 2.3. Statistiline analüüs

Statistiline andmeanalüüs teostati programmi Statistica 7.0 (*Statsoft Inc.*). Tulemuste visualiseerimiseks, korrastamiseks ning süstematiseerimiseks kasutati lisaks programmi MS Excel 2007.

Selleks, et korrastada andmed ja arvata välja võimalikud mittekorrektssed proovid, kontrolliti gaasivoo muutust ühe tunni jooksul. Eeldus oli lineaarne kontsentratsiooni muutus, viidates konstantsele gaasivoole pinnasest.

Andmete korrastamisel eeldati, et kontsentratsiooni muutus ( $\delta v [\text{ppm(v)}]$ ) tunni jooksul on vähemalt 20ppm  $\text{CO}_2$  puhul ning 20 ppb  $\text{CH}_4$  ja  $\text{N}_2\text{O}$  puhul, kuna väiksemaid väärtuseid loetakse valitud meetodika puhul mõõtemääramatuseks. Gaasivoo ( $\text{mg}$  või  $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ja erinevate proovivõtu hetkede (0, 20, 40 ja 60 min) vaheliste seoste analüüsil vaadeldi regressioonanalüüsi determinatsioonikordajaid ( $R^2$ ). Juhul kui kontsentratsioonimuutus tunni

jooksul ületas mõõtemääramatuse (20 ppm või ppb), kontrolliti gaasivoo determinatsioonikordajat  $R^2$ , mille lätendid nelja mõõtetulemuse korral olid järgmised:

$\text{CO}_2$   $R^2 > 0,9025$ ,

$\text{CH}_4$   $R^2 > 0,8100$ ,

$\text{N}_2\text{O}$   $R^2 > 0,8100$ .

Selleks, et säilitada olulisuse nivood  $\text{CO}_2$  puhul  $\alpha = 0,05$  ning  $\text{CH}_4$  ja  $\text{N}_2\text{O}$   $\alpha = 0,1$ , kehtis kõigil juhtudel reegel: ühe mõõtetulemuse mittearvestamisel, peab kolme punkti  $R^2$  olema järgnev:

$\text{CO}_2$   $R^2 > 0,9969$ ,

$\text{CH}_4$   $R^2 > 0,9755$ ,

$\text{N}_2\text{O}$   $R^2 > 0,9755$ .

Kogu andmehulgast loeti mittekorrektseteks  $\text{CO}_2$  tulemustest 6,9%,  $\text{CH}_4$  tulemustest 17,6 %,  $\text{N}_2\text{O}$  tulemustest 7,6%.

Kasvuhoonegaaside emissioonid ja registreeritud keskkonnaparameetrid ei vastanud normaaljaotusele, mistõttu kasutati andmeanalüüsil mitteparameetrilisi meetodeid. Muutujate normaaljaotuse kontrollimiseks kasutati Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilki teste.

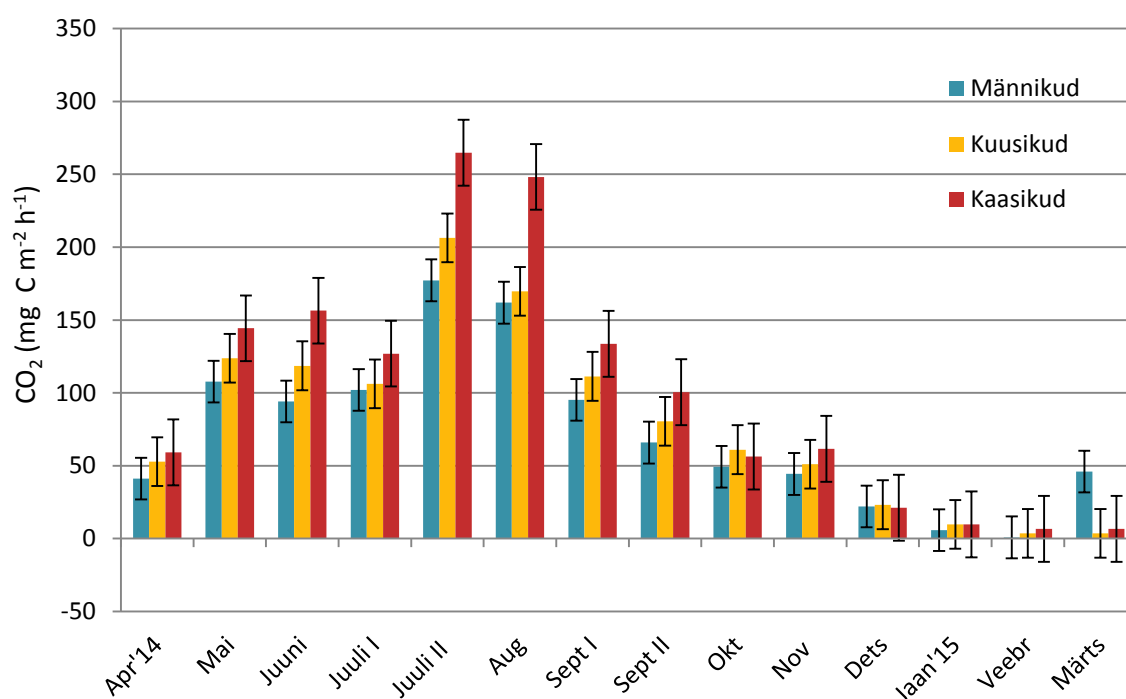
Mitteparameetrilistest testidest kasutati erinevatelt uurimisaladelt ja kraavikaugustelt mõõdetud kasvuhoonegaaside emissioonide erinevuse hindamiseks Kruskal-Wallis ANOVA testi ning erinevate keskkonnaparameetrite seoste analüüsil rakendati Spearmani astakkorrelatsiooni. Olulisuse nivoo oli kõigil juhtudel  $\alpha = 0,05$ .

### 3. Tulemused

#### 3.1. Kasvuhoonegaaside aastased vood

##### 3.1.1. Süsihappegaasi aastane voog

Keskmine süsihappegaasi voog varieerus laias ulatuses, jäädes vahemikku  $0,84 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $264,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Mõõdetud tulemused erinevatelt kraavikaugustelt jäid vahemikku -  $5,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $539,1 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .



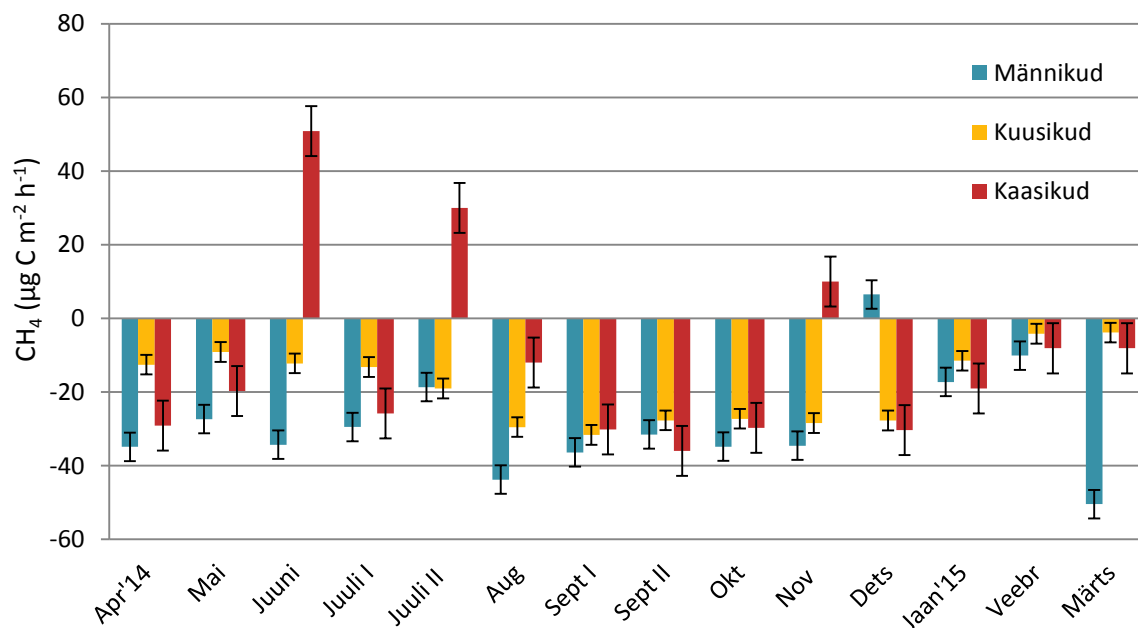
**Joonis 2.** Uurimisalade keskmine süsihappegaasi emissioon ( $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning standardviga aprillist 2014.a. kuni märtsini 2015.a.

Jooniselt on näha, et keskmiselt kõrgeimad süsihappegaasi emissioonid olid kaasikutes ning madalaimad männikutes. Kõrgeim süsihappegaasi emissioon mõõdeti kaasikutes juuli lõpus ( $264,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Keskmised süsihappegaasi vood männikutes ja kuusikutes olid võrreldavalt sarnased. Jooniselt 2 on näha, et süsihappegaasi emissioonid muutusid sesoonselt, suurenedes juuli lõpus ning olid väikesed jaanuarist veebruarini. Jaanuari-veebruari keskmine süsihappegaasi emissioon oli  $6,1 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Märtsis 2015 tõusid kõige kiiremini süsihappegaasi emissioonid männikutes ( $46,0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Vegetatsiooniperioodi (aprill-oktoober) keskmine süsihappegaasi voog oli  $118,9 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning puhkeperioodil

(november-märts) oli  $81,0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Seega ületab vegetatsiooniperioodi hingamine puhkeperioodi hingamist ligikaudu 1,5-kordselt. Keskmise aasta  $\text{CO}_2$  emissioon oli männikutes  $72,4 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , kuusikutes  $80,8 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning kaasikutes  $99,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Seega kaasikute hingamine ületas männikute alustaimestiku ja mullahingamist 1,4-kordselt.

### 3.1.2. Metaani aastane voog

Keskmine metaani voog varieerus laias ulatuses, jäädes vahemikku  $-50,4 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $50,8 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Erinevatelt kraavikaugustelt kogutud metaanivoogude mõõtmistulemused varieerusid vahemikus  $-89,7 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $312,9 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .



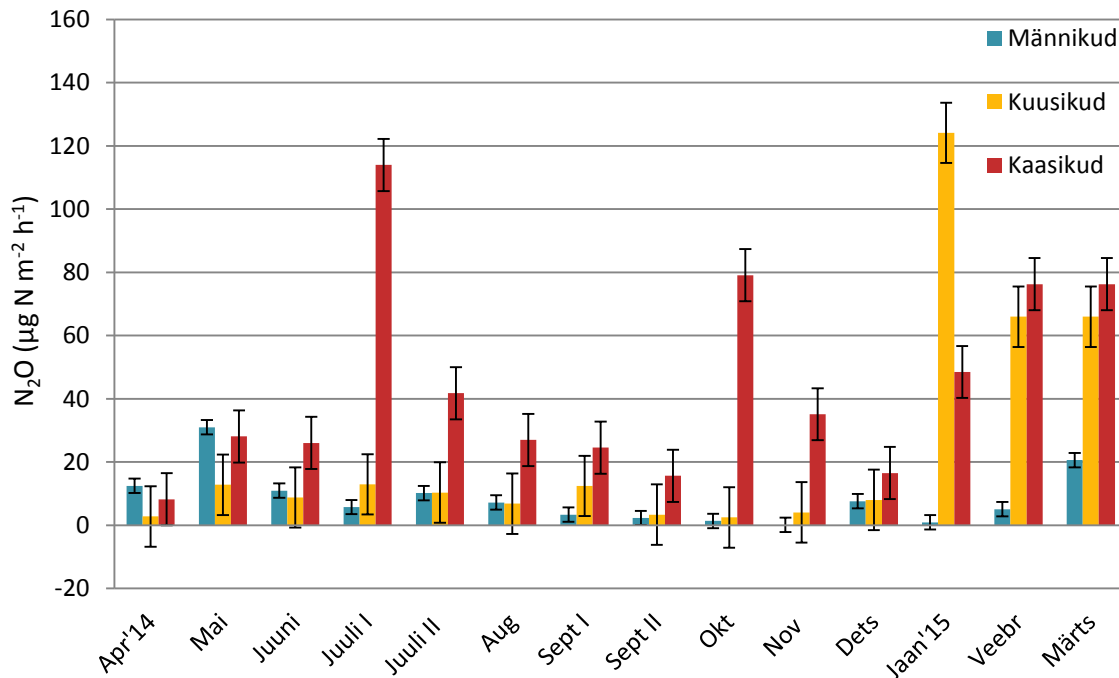
**Joonis 3.** Uurimisalade keskmine metaanivoog ( $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning standardviga aprillist 2014.a. kuni märtsini 2015. a.

Valdavalt mõõdeti uurimisaladel metaani sidumist (Joonis 3). Metaani positiivset emissiooni oli kaasikutest juunis ( $50,9 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), juulis ( $30,0 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning novembris ( $10,0 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Vähest positiivset emissiooni esines ka detsembris männikutest ( $6,5 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), kuid ülejäänud perioodil mõõdeti antud aladel vaid metaani tarbimist. Uurimisperioodi suurim

registreeritud voog oli juunis ( $50,8 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Uurimisperioodil mõõdeti kuusikutest võrdlemisi stabiilne metaani sidumine. Suurim metaani tarbimine registreeriti märtsis männikutest ( $-50,4 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Keskmine aastavoog männikutest oli  $-28,4 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , kuusikutest  $-18,4 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning kaasikutest  $-11,3 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Suurim gaasivoogude erinevus on registreeritud juunis ning juuli lõpus. Juunis ületas kaasikute positiivne emissioon ( $50,8 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) männikute metaanitarbimist ( $-12,3 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) 5,13 korda (513%). Uurimisperioodil oli 90,5% keskmistest metaaniemissioonidest negatiivsed. Keskmine tarbimine oli  $-24 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning keskmine emissioon oli  $24,3 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

### 3.1.3. Naerugaasi aastane voog

Keskmine naerugaasi voog varieerus laiades piirides ( $0,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  -  $124,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Erinevatelt kraavikaugustelt mõõdetud emissioonid jäid vahemikku  $-8,5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $473 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .



**Joonis 4.** Uurimisalade keskmine naerugaasi emissioon ( $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ja standardviga aprillist 2014. a kuni märtsini 2015.a.

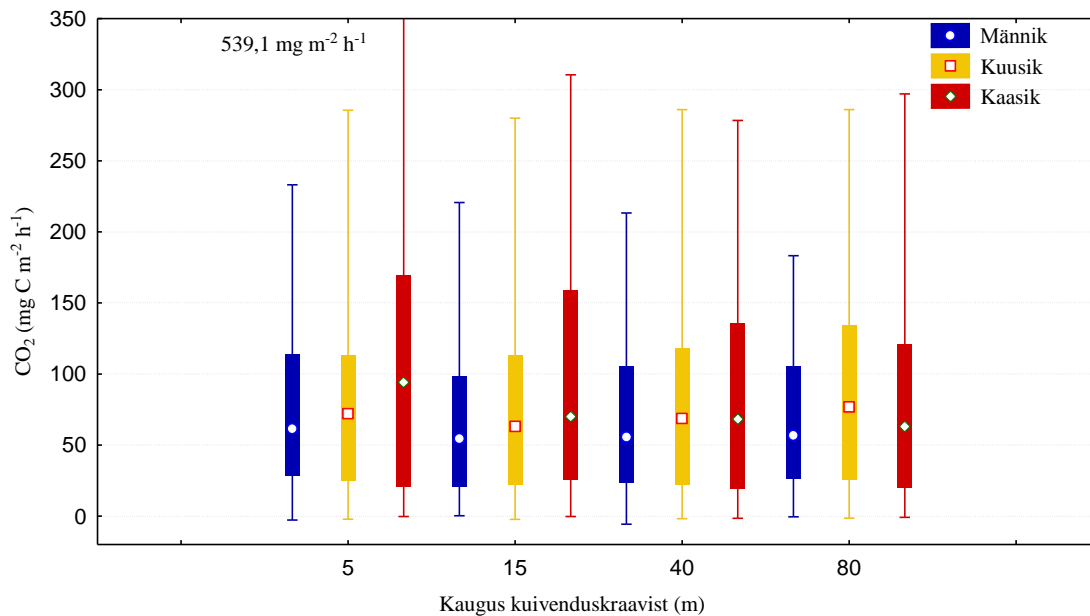
Keskmiised naerugaasi vood oli positiivsed (Joonis 4). Kõrgeimad naerugaasivood mõõdeti kaasikutest juuli alguses ( $114,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning kuusikutest jaanuaris ( $124,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Kaasikutest täheldati kõikidel mõõtekordadel kõrgeimat keskmist emissiooni, eranditeks olid männikute emissioonid aprillis ( $12,4 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ja mais ( $31,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning eelpool nimetatud kuusikute emissioon jaanuaris ( $124,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Sooja talve tõttu täheldati ka kaasikutest kõrgeid voogusid kevad-talvisel perioodil (kuni  $76,2 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ).

Kõige suurem keskmine naerugaasi emissioon registreeriti kaasikutest ( $44,1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), mis oli kuusikute keskmisest aastavoost ( $24,3 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) 1,8 korda suurem. Väikseim voog registreeriti männikutest ( $8,5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), olles 5,1 korda väiksem kaasikute aastavoost ning 2,9 korda väiksem kuusikute aastavoost. Silmapaistvad kuud olid oktoober, mil kaasikute naerugaasi voog erines kuusikute voost 32,2 ning männikute voost 58,0 korda ning jaanuar, mil kuusikute voog erines männikute ja kaasikute voost vastavalt 135,6 ning 2,5 korda.

## **3.2. Kraavikauguse mõju gaasiemissioonidele**

### **3.2.1. Kraavikauguse mõju CO<sub>2</sub> emissioonile**

Keskmiised süsihappegaasivood erinevatelt kraavikaugustelt varieerusid laiades piirides, jäädes kaasikutes kraavist 5m kaugusel vahemikku  $-1,5 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $539,1 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Männikutes varieerusid kraavist 80m kauguselt kogutud gaasivood vahemikus  $-0,5 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $183,2 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Joonis 5).

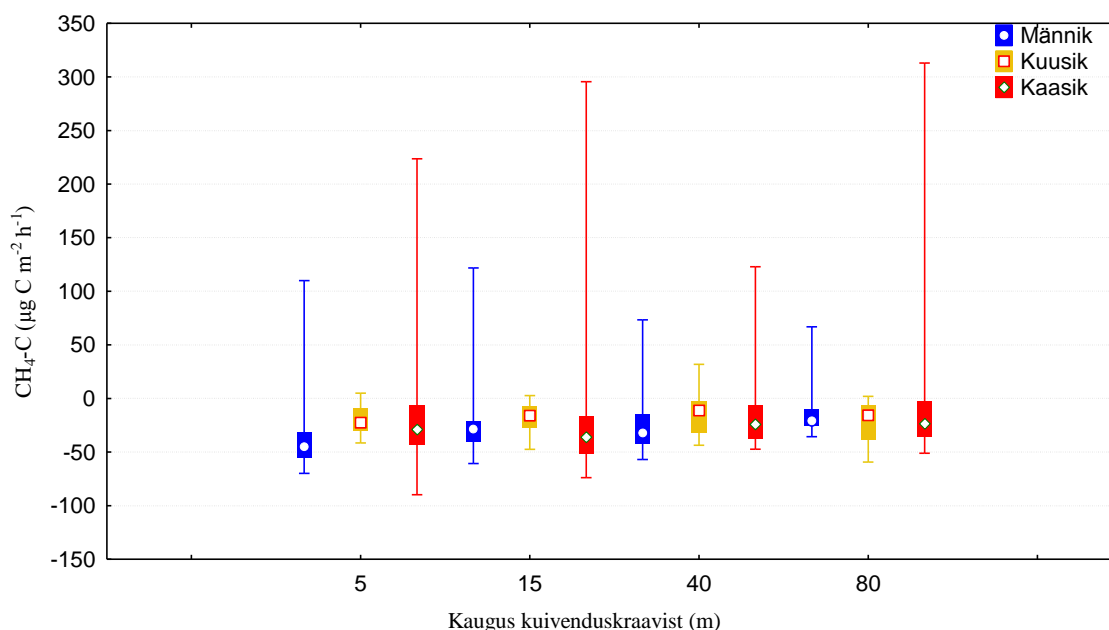


**Joonis 5.** Erinevatelt kraavikaugustelt (5, 15, 40 ja 80m) mõõdetud süsihappegaasi voogude mediaanväärtused ( $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), 25- ja 75-protsentiilid ning minimaalsed ja maksimaalsed väärtused uurimisaladel ajavahemikul aprill 2014.a - märts 2015.a.

Madalaim alustaimestiku ja mulla hingamine registreeriti männikutes kraavist 80m kaugusel, olles kuni  $183,2 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Joonis 5). Männikutes oli märgatav emissioonide suurenemine kraavi suunas. Kuusikutes täheldati võrdlemisi sarnaseid voogusid kõikidelt kraavikaugustelt (maksimaalsed piigid varieerusid  $280,0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning  $286 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  vahel). 5, 15, 80m kraavikaugustelt täheldati mullahingamise intensiivistumist kasvamise järjekorras järgnevalt: männik < kuusik < kaasik. Erandina mõõdeti kõrget emissiooni kuusikutest kraavist 40m kaugusel ( $286,1 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), mis ületas kaasikute maksimaalset emissiooni ( $278,41 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) 2,8% võrra. Kruskal-Wallis analüüsi tulemusena ei esinenud alade keskmistes voogudes usaldusväärset erinevust.

### 3.2.2. Kraavikauguse mõju CH<sub>4</sub> emissioonile

Kõrgeim CH<sub>4</sub> keskmine voog mõõdeti kraavist 80m (312,9  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning 15m (295,6  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) kauguselt (Joonis 6).



**Joonis 6.** Erinevatelt kraavikaugustelt (5, 15, 40 ja 80m) mõõdetud metaani voogude mediaanväärtused ( $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), 25- ja 75-protsentiilid ning minimaalsed ja maksimaalsed väärtused uurimisaladel ajavahemikul aprill 2014–märts 2015.a.

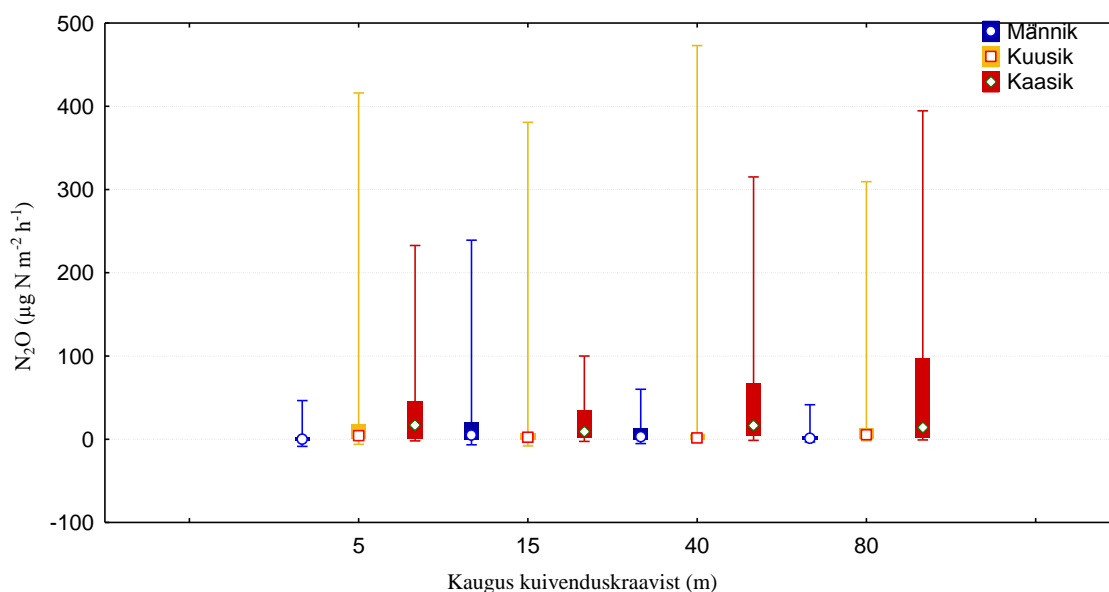
Kõige suurem gaasivoogude varieeruvus kõikidelt kraavikaugustelt registreeriti kaasikutest ( $-89,7 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $312,9 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ning vähim männikutest ( $-69,8 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  kuni  $121,8 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ; Joonis 6). Ühtlasi leiti kaasikutest suurimad metaani sidumised kraavist 5 ja 15m kaugusel. Suurimad metaani emissioonid mõõdeti kraavist 15 ja 80m kauguselt (vastavalt  $295,6 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning  $312,9 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). 5, 15 ja 80 kraavikaugustel täheldati kuusikutest negatiivset või nullilähedast emissiooni, kuid erandiks oli 40m kraavikauguse mõõtepunkt, kust on täheldati võrreldes ülejäänud kraavikaugustega suurimat emissiooni ( $121,8 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ).

Kruskal-Wallis ANOVA testi järgi erines 5m punkt kõikide puuliikide puhul usaldusväärselt 40m ja 80m mõõtmistulemustest.



### 3.2.2. Kraavikauguse mõju N<sub>2</sub>O emissioonile

Erinevatel kraavikaugustel ja puistutes varieerusid naerugaasivood laiades piirides. Suurim emissioon mõõdeti kraavist 40m kaugusel kuusikutest ( $473,0 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) ning vähim 80m kaugusel männikutest ( $41,5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ; Joonis 7).



**Joonis 7.** Erinevatelt kraavikaugustelt (5, 15, 40 ja 80m) mõõdetud naerugaasi voogude mediaanväärtused ( $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), 25- ja 75-protsentiilid ning minimaalsed ja maksimaalsed väärtused uurimisaladel ajavahemikul aprill 2014. a - märts 2015. a.

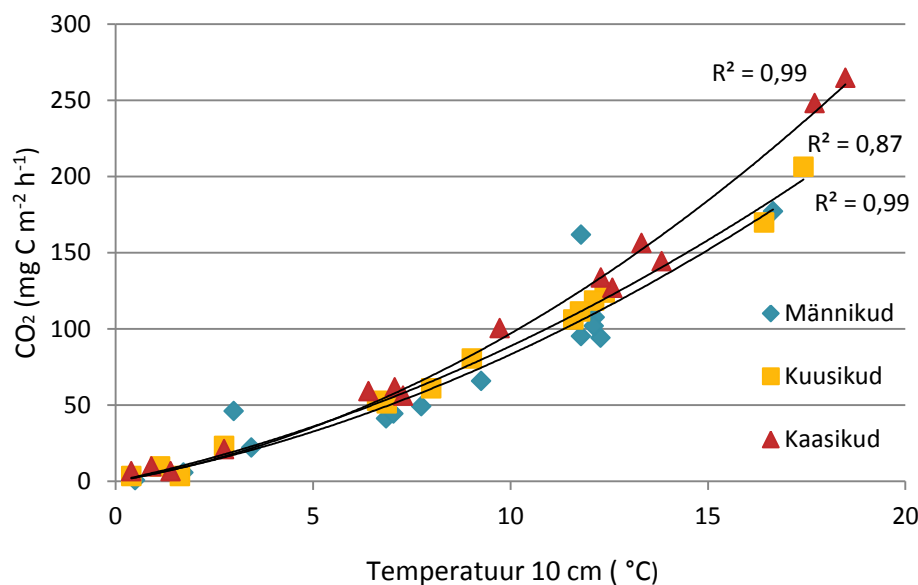
Kõikidelt kraavikaugustelt mõõdeti männikutest kõige väiksemad emissioonid (Joonis 7). Erandiks on kraavist 15m mõõtepunkt, kust võrreldes ülejäänud uurimisala kraavikaugustega tuvastati oluliselt kõrgem emissioon kui ülejäänud kraavikaugustelt.

Naerugaasi keskmised vood erinevatelt kraavikaugustelt ei erinenud usaldusväärselt, küll aga erinesid usaldusväärselt erinevatest puistudest mõõdetud naerugaasi emissioonid. Kõikidest ülejäänud aladest mõõdeti kaasikutes usaldusväärselt suuremad emissioonid.

### 3.3. Gaasivoogude seos keskkonnaparameetritega

#### 3.3.1 Temperatuuriga seos

Süsihappegaasi emissioon korreleerus neljal erineval sügavusel mõõdetud mullatemperatuuridega (10, 20, 30 ja 40cm) ja vaatluskaevudest mõõdetud veetemperatuuridega ( $\rho = 0,89$ ).



**Joonis 8.** 10-cm sügavuselt mõõdetud mullatemperatuuride ja keskmiste CO<sub>2</sub> (mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) emissioonide seos männikutes, kuusikutes ja kaasikutes.

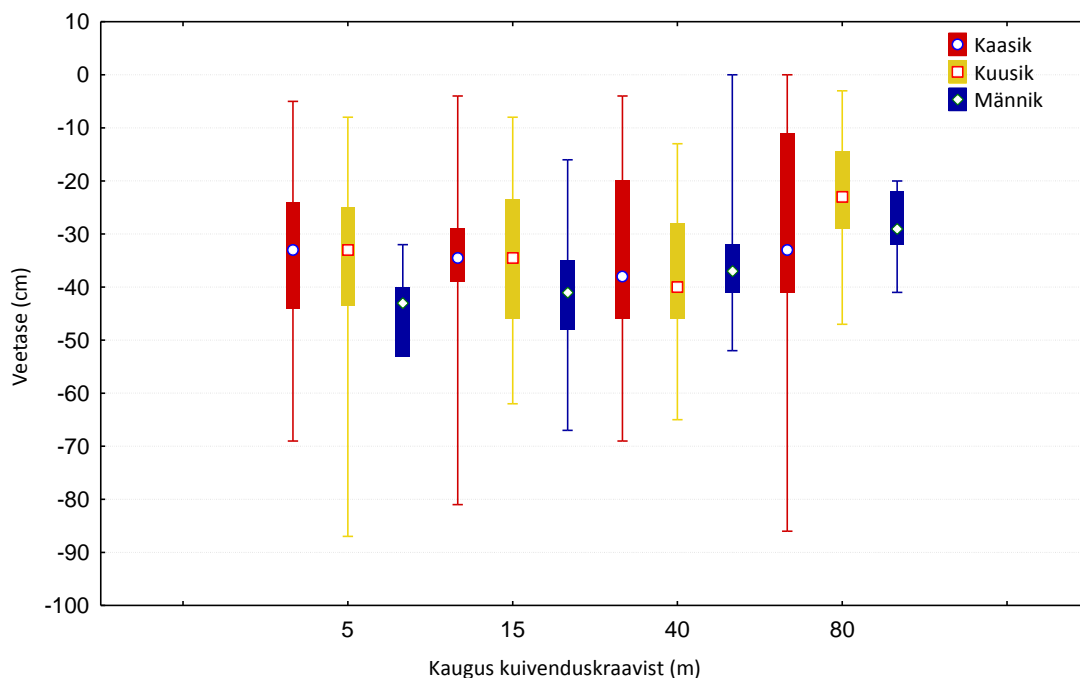
Keskmise CO<sub>2</sub> emisiooni ja 10-cm sügavuselt mõõdetud mullatemperatuuri vahelise seose determinatsioonikordaja oli vähim männikutes ( $R^2=0,87$ ; Joonis 8). Tugevamad seosed süsihappegaasi emissiooni ja pindmise kihi mullatemperatuuri vahel leiti kuusikutest ja kaasikutest, kus determinatsioonikordajad olid mõlemal korral 0,99. See tähendas, et nii kuusikutes kui kaasikutes kirjeldas 10-cm sügavuselt mõõdetud mullatemperatuur 99% mullahingamise hajuvusest.

Metaanivoogude puhul leiti nõrk negatiivne korrelatsioon erinevatelt sügavustelt mõõdetud mullatemperatuuride vahel. Parim determinatsioonikordaja leiti 30cm ja 40cm sügavuselt

mõõdetud mullatemperatuuridega ( $\rho=-0,34$ ). Sarnane korrelatsioon leiti ka veetemperatuuridega ( $\rho=-0,30$ ). Korrelatsioon puudus naerugaasi voogude ja temperatuuri vahel.

### 3.3.2 Veetaseme ja mullaniiskusega seos

Veetase varieerus erinevatel kraavikaugustel laias vahemikus, ulatudes maapealsete mullakihtideni (0 cm maapinnast) ning ületades käesoleva meetoodika mõõteulatust (kuni -87 cm; Joonis 9).



**Joonis 9.** Veetaseme mediaanväärtused erinevatel kraavikaugustel, 25- ja 75-protsentiilid ning minimaalsed ja maksimaalsed väärtused uurimisaladel ajavahemikul aprill 2014. a - märts 2015.a. Selgitus: vaatluskaevud olid männikutes -22- -67cm, kuusikutes -23- -76 cm ja kaasikutes -39- -89 cm sügavuseni paigaldatud.

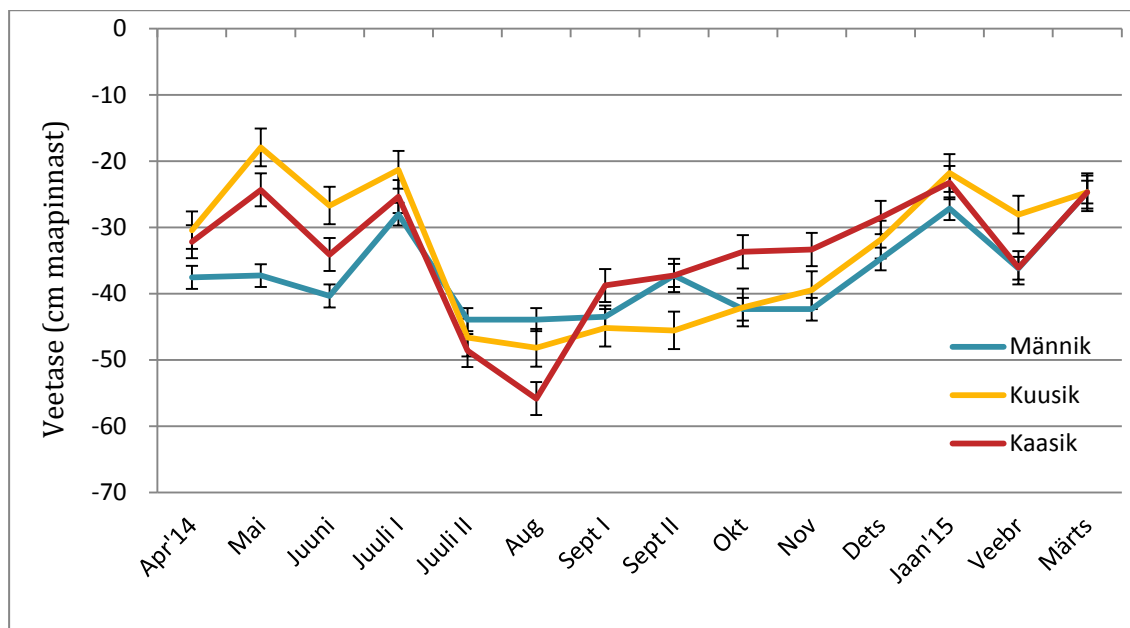
Jooniselt 9 on näha, et kõrgeimad maksimaalsed veetasemed mõõdeti männikutest ja kaasikutest kraavist 80m kaugusel. Madalaimad keskmised veetasemed registreeriti männikutes.

Uurimisalade süsihappegaasi emissioonid korreleerusid negatiivselt vaatluskaevudest mõõdetud veetasemetega ( $\rho=-0,33$ ). Mullahingamise ja –niiskuse vahel seost ei olnud.

Metaanivoog korreleerus nõrgalt madalate veetasemetega (põhjaveetase madalamal kui 20cm maapinnast;  $\rho=0,37$ ), kuid veerohketel perioodidel (veetase kõrgemal kui 20 cm maapinnast) oli determinatsioonikordaja väärtus kõrgem ( $\rho = 0,5$ ). Nõrk seos leiti metaanivoogude ja mullaniiskuse vahel ( $\rho=0,15$ ).

Naerugaasi vool oli nõrk positiivne korrelatsioon veetasemetega ( $\rho=0,34$ ) ja mullaniiskusega ( $\rho=0,21$ ).

Uurimisperioodil registreeriti kõrgeimad keskmised veetasemed kaasikutest ning kuusikutest, vahemikus juuli lõpp kuni august oli männikute veetase allpool käesoleva meetodika mõõteulatust (Joonis 10).



**Joonis 10.** Uurimisalade keskmine veetase ning standardviga aprillist 2014. a. kuni märtsini 2015.a. Selgitus: vaatluskaevud olid männikutes -22- -67cm, kuusikutes -23- -76 cm ja kaasikutes -39- -89 cm sügavuseni paigaldatud.

Jooniselt 10 on näha, et vahemikus juuli lõpp kuni august registreeriti kõige madalamad veetasemed: männikutes kuni -44, kuusikutes -48 ning kaasikutes -55 cm maapinnast. Keskmiselt olid vaatluskaevud paigaldatud männikutes 44 cm, kuusikutes 51 cm ning kaasikutes 69 cm sügavuseni.

Vahemikes aprill kuni juuni ning jaanuarist märtsini mõõdeti kõrgeimad veetasemed kuusikutet. Septembri algusest detsembrini registreeriti kaasikutest kõige kõrgemad veetasemed. Männikute keskmine aastane veetase oli -37 ning kuusikutes ja kaasikutes -34 cm maapinnast.

### 3.3.3. Turbatüsedusega seos

Turbatüsedus erines uurimisalati ja muutus vastavalt kaugusele kraavist. Vähim turbatüsedus mõõdeti männikutest ning suurim kaasikutest (Tabel 1).

**Tabel 1.** Uurimisalade keskmised turbatüsedused erinevatel kraavikaugustel vahemikus aprill 2014.a kuni märts 2015. a.

Ala	Kaugus kuivenduskraavist (m)	Keskmine turbatüsedus (cm)
Männik	5	50
	15	52
	40	43
	80	31
Kuusik	5	53
	15	54
	40	55
	80	23
Kaasik	5	69
	15	70
	40	68
	80	68

Tabelist 1 on näha, et kaasikute keskmine turbatüsedus oli kõige suurem, olles kõikidel kraavikaugustel ligikaudu 68-70cm. Väikseimad turbakihi tüsedused mõõdeti männikutest. Kuusikute keskmine turbalasundi tüsedus oli 46 cm. Kõikidel aladel mõõdeti kraavist 80m kaugusel väikseim turbatüsedus. Kuusikutes oli muutus suurim, ligikaudu 43% võrreldes kraavile lähemalt mõõdetud tüsedustega.

Süsihappegaasi emissioon korreleerus nõrgalt aladelt mõõdetud turbatüsedusega ( $\rho = 0,35$ ;  $p < 0,05$ ).

Metaanivoog korreleerus keskmise turbatüsedusega ( $\rho = 0,3$ ;  $p < 0,05$ ), kusjuures kaasikutes oli seos tugevam ( $\rho = 0,49$ ;  $p < 0,05$ ).

Parim korrelatsioon turbatüsedusega leiti analüüsides keskmiseid naerugaasi vooge ( $\rho = 0,55$ ;  $p < 0,05$ ).

### 3.3.4. Vee- ja mullakeemiaga seos

Analüüsil selgus, et veekeemia parameetritest, mõjutab CO<sub>2</sub> emissiooni mullavee hapnikusisaldus ( $\rho = -0,37$ ), redokspotentsiaal ( $\rho = -0,39$ ), üldlämmastiku (N<sub>üld vesi</sub>;  $\rho = 0,76$ ), sulfaadite (SO<sub>4</sub>;  $\rho = 0,22$ ) ja mullavee ammooniumi (NH<sub>4</sub>;  $\rho = -0,34$ ) ja nitraatide (NO<sub>3</sub>;  $\rho = 0,59$ ) kogus (lisa 1, tabel 2).

Lisaks leiti tugevad seosed mullahingamise ning mullakeemia vahel üldlämmastiku (N<sub>üld muld</sub>;  $\rho = 0,39$ ) kogusega. Emissioonid korreleerusid lisaks mulla kuivaine sisaldusega (KA;  $\rho = 0,39$ ), lahustunud nitraatide (NO<sub>3</sub>;  $\rho = -0,4$ ) ja kaltsiumi (Ca;  $\rho = 0,52$ ) kogusega. Mullakeemia seostest leiti seos lahustunud lämmastikuga (DN;  $\rho = 0,47$ ) ja DC:DN-suhtega ( $\rho = -0,38$ ).

Mulla pH ( $\rho = 0,55$ ) puhul leiti parim korrelatsioon männikutes, kus vastav determinatsioonikordaja oli  $\rho = 0,65$ .

**Tabel 2.** C:N suhted pealmises turbakihi (0 – 10 cm) novembris 2014.

Puuliik		Männik				Kuusik				Kaasik			
Kaugus	kuivendus-kraavist	5	15	40	80	5	15	40	80	5	15	40	80
(m)													
DOC: DN suhe		28	21	23	24	17	21	26	18	12	13	12	12
Keskmise DOC: DN suhe		24				21				12			
TC:TN suhe		27	27	27	27	22	23	25	18	18	18	18	24
Keskmise TC: TN suhe		27				22				20			

Tabelist 2 on näha, et nii lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja lahustunud lämmastiku (DN) kui kogu süsiniku (TC) ja kogu lämmastiku (TN) suhe on madalaim kaasikutes. Kõrgeim suhe registreeriti männikutes.

Analüüsides seoseid keskmiste metaanivoogude ja novembris kogutud mullakeemia vahel, selgus, et tugev negatiivne korrelatsioon on mulla kuivaine kogusega (KA;  $\rho=-0,53$ ) (lisa 1, tabel 2).

Nõrgad negatiivsed seosed esinesid veekvaliteedi parameetritest lahustunud hapniku küllastusastmega ( $O_2\%$ ;  $\rho=-0,24$ ) ning mullakeemiast pH-ga ( $\rho=-0,18$ ). Nõrgad positiivsed seosed olid järgmiste veekeemia näitajatega: fosfaat ( $PO_4$ ; 0,36), üldfosfor ( $P_{\text{üld vesi}}$ ;  $\rho=0,31$ ) ning mullakeemiast lahustunud fosfaadiga ( $PO_4$ ;  $\rho=0,41$ ).

Analüüsides naerugaasi voogusid mullaveekeemia näitajatega, selgus, et tugev seos oli elektrijuhtivusega ( $\rho=0,55$ ). Mullakeemia parameetritest leiti parim seos kaltsiumiga (Ca;  $\rho=0,54$ ), arvutatud DC:DN suhtega ( $\rho=-0,51$ ), lahustunud lämmastikuga (DN,  $\rho=0,72$ ) ning lahustunud nitraadiga ( $NO_3$ ;  $\rho=-0,73$ ) (lisa 1, tabel 2).

Nõrgemad seosed leiti veekeemia parameetritest pH-ga ( $\rho=0,25$ ), fosfaadiga ( $PO_4$ ;  $\rho=0,13$ ), lahustunud hapniku küllastusastmega ( $O_2\%$ ;  $\rho=-0,16$ ), redokspotentsiaaliga (ORP;  $\rho=-0,3$ ), nitraadiga ( $NO_3$ ;  $\rho=0,2$ ), üldfosforiga ( $P_{\text{üld vesi}}$ ;  $\rho=0,26$ ). Mullakeemiast esinesid järgnevad seosed: pH ( $\rho=0,25$ ); üldfosfor ( $P_{\text{üld muld}}$ ;  $\rho=0,26$ ) ja väävel (S;  $\rho=0,40$ ).

### **3.4. Globaalse soojenemise potentsiaal**

Analüüsides kõikide uuritavate kasvuhoonegaaside ( $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$ ) globaalse soojenemise potentsiaale kõdusoometsades, selgub, et suurim summaarne globaalse soojenemise potentsiaal oli kaasikutes.

**Tabel 3.** Männikute, kuusikute ja kaasikute kasvuhooneefekti tekitav mõju (kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).

<b>Uurimisala</b>	<b>Männikud</b>	<b>Kuusikud</b>	<b>Kaasikud</b>
Keskmine CO <sub>2</sub> emissioon (kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	6029	6606	8217
<b>CO<sub>2</sub> globaalse soojenemise potentsiaal</b>	22107	24224	30130
Keskmine CH <sub>4</sub> emissioon(kg C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	-2	-2	-1
<b>CH<sub>4</sub> globaalse soojenemise potentsiaal</b>	<b>-110</b>	<b>-71</b>	<b>-46</b>
Keskmine N <sub>2</sub> O emissioon (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	1	2	4
<b>N<sub>2</sub>O globaalse soojenemise potentsiaal</b>	<b>348</b>	<b>1112</b>	<b>1836</b>
<b>Summaarne globaalse soojenemise potentsiaal</b>	<b>22345</b>	<b>25264</b>	<b>31919</b>

Tabelist 3 on näha, et suurima osa globaalse soojendamise potentsiaalset kodusoometsades moodustas süsinikdioksiid, mille keskmine aastavoog oli männikutes 22107 kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, kuusikutes 24224 kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning kaasikutes 30130 kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Dilämmastikoksiidi globaalne soojendav potentsiaal oli männikutes, kuusikutes ja kaasikutes vastavalt 348, 1112 ja 1836 kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Männikutes on võrreldes ülejäänud aladega väikseim globaalse soojendamise potentsiaal-süsihappegaasi ja naerugaasi kasvuhooneefekti tekitavad mõjud olid vastavalt 22107 ja 348 kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning naerugaasi puhul -110 kg CO<sub>2</sub> ekv ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Süsihappegaasi domineerimist metaani ja naerugaasi emissiooni üle seletab osaliselt asjaolu, et see tekib akumulunud süsiniku oksüdatsiooniprotsessi käigus ning selle all mõistetakse nii autotroofset (taimede juured) kui heterotroofset (mikroobne biomass, seemned, mullafauna) mullahingamist.

Summaarne globaalse soojendamise potentsiaal oli võrreldes männikutega kuusikutest 12% suurem ja kaasikutest 21% suurem.



## 4. Arutelu

### 4.1. CO<sub>2</sub> voog

Süsihappegaasi produtseeritakse akrotelmis ehk aeroobses pinnasekihis. Mulla CO<sub>2</sub>-C voo all mõistetakse maapealse madala taimestiku ja mulla hingamist (Drösler *et al.*, 2008). Mulla hingamine jaguneb autotroofseks (taimede juured) ja heterotroofseks (mikroobne biomass, seened, mullafauna) (von Arnold *et al.*, 2005).

Mitmed uuringud on tõestanud, et süsihappegaasi emissioon sõltub temperatuurist (von Arnold *et al.*, 2005; Kaisel & Kohv, 2009, Pihlatie *et al.*, 2010,) ning voogude intensiivsus muutub sesoonselt, kuna lisaks temperatuurile on oluline mõju ka vegetatsioonil (Berglund & Berglund, 2011).

Käesoleva töö tulemused olid eelöelduga kooskõlas. Süsihappegaasi emissioon korreleerus neljal sügavusel (10, 20, 30 ja 40cm) mõõdetud mullatemperatuuriga, kusjuures parim seos oli 10cm sügavuse mullakihi temperatuuridega. Lisaks leiti positiivne korrelatsioon veetemperatuuridega. Valdavalt emissioonid tõusid vegetatsiooniperioodi alguses aprillis-mais ning olid väga väikesed alates detsembrist. Ometigi näitasid tulemused, et jaanuarist veebruarini esines väikeseid emissioone. Seda võib seletada suhteliselt lumevaese ja sooja talvega, mis aitas säilitada aktiivsena mulla mikrofaunat ja seeläbi orgaanilise aine lagunemist.

Kuivendusjärgselt alaneb veetase, paraneb pindmise kihi aeratsioon ja suureneb aeroobsete lagundajate populatsioon, mis aga tähendab seda, et orgaanilise aine lagundamine kiireneb ja suureneb oksüdatsioonil eralduva CO<sub>2</sub> hulk (von Arnold *et al.*, 2005; Kaisel & Kohv, 2009; Berglund & Berglund, 2011). Antud uurimistöö kinnitas, et mulla ja maapealse madala taimestiku hingamine korreleerus negatiivselt veetasemega. Need tulemused olid kooskõlas varasemate töödega (Salm *et al.*, 2011, Järveoja, 2011).

Kuivendamine kui maaparandusvõte ja looduse muutmise viis mõjutab mitte ainult vahetult kraavitatud ala, vaid ka ümbritsevate alade veerežiimi ja mikrokliimat (Kaisel & Kohv, 2009). Võrreldes kraavidest kaugete aladega, on kuivendamine efektiivsem kraavidele lähemal (Miina 1994 *cit.* Päivänen & Hånell, 2012 ). Käesolevas uurimistöös tuli välja, et erinevatelt kraavikaugustelt mõõdetud süsihappegaasi vood ei erinenud usaldusväärselt, küll aga

täheldati kuivenduskraavi vahetusläheduses (5m) mõnevõrra kõrgemaid keskmisi emissioone.

Süsihappegaasi emissioon kaasikutest oli usaldusväärselt suurem kui männikutest. Põhjuseks võis olla asjaolu, et kahes kaasikus kolmest oli kõige suurem turbatüsedus ning männikutes väikseim. Vastavat seost toetasid ka voogude seosed erinevate turbatüsedustega puistudes. Berglund & Berglund (2011) leidsid, et kuivenduse järgset turvase mineraliseerumise kiirust mõjutab mineraliseerumata turba kogus. Regina *et al.* (2004) leidsid, et turbaprofiili mõju kasvuhoonegaaside emissioonidele on vaja enam uurida.

Kaasikute usaldusväärselt kõrgemat süsihappegaasi emissiooni selgitas ka kaasikutes madalaim ning männikutes kõrgeim mullavees lahustunud süsiniku ja lämmastiku suhe (DOC:DN suhe). Laiho (2006) järgi viitab madal C:N tase kõrgemale kõdunemisastmele. Käesolevas töös tuli välja, et hingamine korreleerub negatiivselt lahustunud C:N suhtega. See seletab ka korrelatsiooni lämmastiku koguse, lahustunud lämmastiku, nitraadiga ning mulla kuivaine sisaldusega.

Erinevad puistu peapuuliigid võivad mõjutada mulla pH taset jt parameetreid. Võrreldes lehtpuu enamusega puistutega, kaldub okaspuu metsades olema happelisem pinnas, kuna okaspuuvarisel on madalam pH väärtus. Kõrgem pH tase soodustab mikrobioloogilist aktiivsust, lämmastiku mineraliseerumist, nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni potentsiaali (Menyailo *et al.*, 2002). Eelpool öeldu võis seletada kaasikutest tulenevat kõrgemat süsihappegaasi emissioon ning parimat voogude seost pH-ga männikutes. Veebruaris toimus männikutes kiire pH ja veetaseme tõus, mis võis põhjustada kiiremat emissioonide tõusu võrreldes teise uurimisaladega.

Veekvaliteedi näitajatest esines parim seos CO<sub>2</sub> voogudel ja küllastunud hapniku sisaldusega, mida paremini aereeritud pinnas ning seda aktiivsem on aeroobsete mikroorganismide tegevus ja sellest tulenev kõrgem süsihappegaasi emissioon (Berglund & Berglund, 2011).

## 4.2. CH<sub>4</sub> voog

Metaani sünteesitakse katotelmis ehk anaeroobses pinnasekihis metanogeensete mikroobide elutegevuse käigus (Drösler *et al.*, 2008). Metaani jõudmisel aeroobsesse pinnasekihti, see oksüdeeritakse metanotroofsete mikroobide poolt süsihappegaasiks. Seetõttu metaani tarbimise ulatus sõltub peamiselt akrotelmi ehk aeroobse turbakihi tusedusest. Arvatakse, et -10 cm veetaseme juures toimub metaani produtseerimise ümberlülitamine süsihappegaasi emissiooniks. Selle tulemusena kujuneb piisav aeroobne kiht metanotroofsetele mikroobidele, kes oksüdeerivad metaani süsihappegaasiks (Drösler *et al.*, 2008).

Metaanivoogudele on iseloomulik uurimisala sisene varieeruvus (von Arnold *et al.*, 2005). Seda seletatakse asjaoluga, et erinevatel kraavikaugustel võivad olla varieeruvad niiskustingimused (Mahmood *et al.*, 2011). Peamised metaanivoogu mõjutavad tegurid on aasta keskmine veetase, pH ja turbatüsedus (von Arnold *et al.*, 2005, Drösler *et al.*, 2008).

Kõrgete metaanipiikideni võib viia aeroobse turbakihi puudumine ning anaeroobsete lagunemisprotsesside paralleelne esinemine. Metaanipiikide kujunemisel on olulise tähtsusega kõrge veetasemega perioodid vegetatsiooniperioodi alguses, kuna soojenev pinnas ja paranev toitainete kättesaadavus soodustavad metanogeneesi (Drösler *et al.*, 2008). Ka Mahmood & Stack (2011), kes uurisid kasvuhoonegaaside emissioone mineraalmuldadelt, leidsid oma uurimistöös, et valdavalt esineb piike suvekuudel või vegetatsiooniperioodi alguses. Käesolevas uurimistöös registreeriti maksimaalsed metaanipiigid vegetatsiooniperioodil kaasikutest. Kõrgete metaanipiikide kujunemist soodustas kaasikutes ka suur turbatüsedus, mis seletas ligikaudu 49% metaanivoo hajuvusest.

Antud uurimistöö tulemused osutasid märtsis männikute ning aastaringsele kuusikute suurele metaani tarbimisele. Paralleelselt erakordselt suurele metaani tarbimisele oli märtsis männikutes intensiivne mullahingamine, mida võib seletada asjaoluga, et aladel oli aeroobsetele mikroorganismidele piisavalt aeroobne pinnas ning soodne pH-tase.

### 4.3. N<sub>2</sub>O voog

Naerugaas tekib mullas mikrobioloogiliste protsesside, peamiselt aeroobse nitrifikatsiooni ja anaeroobse denitrifikatsiooni käigus (Regina *et al.*, 1996; Drösler *et al.*, 2008; Järveoja, 2011). Naerugaasi voogusid pinnasest mõjutab eelkõige pinnaveetase, mis omakorda mõjutab mulla hapnikusisaldust (von Arnold *et al.*, 2005).

Oluliseks naerugaasi voogusid mõjutavaks teguriteks on mullavee pH (Yamulki *et al.*, 1997; Berglund & Berglund, 2011) ning mulla C:N suhe (Klemedtsson *et al.*, 2005; Danevčič *et al.*, 2010; Berglund & Berglund, 2011; Järveoja, 2011). Naerugaasi keskmised vood erinevatelt kraavikaugustelt ei erinenud usaldusväärselt. Seda võib seletada sarnaselt süsihappegaasi emissioonidega erinevatelt kraavikaugustelt: kuivendamine mõjutab mitte ainult vahetult kraavitatud ala, vaid ka ümbritsevate alade veerežiimi ja mikrokliimat (Kaisel & Kohv, 2009).

Uurimisperioodil täheldati kõige kõrgemaid N<sub>2</sub>O emissioone kaasikutest. Seda võib seletada mitmete emissioone soodustavate tegurite paralleelse ilmnemisega. Arvatakse, et madal mullavees lahustunud C:N suhe viitab kõrgele kõdunemisastmele (Laiho, 2006). Klemedtsson *et al.* (2005) ning Järveoja (2011) järgi võib keskmine C:N suhe olla heaks aastase naerugaasi voo indikaatoriks. Naerugaasi emissioonid olid nullilähedased, mil C:N suhe oli  $\geq 25$  ning suurimaid voogusid täheldati suhte korral  $< 20$ . C:N suhe viitab orgaanilise aine kvaliteedile ning mõjutab lagunemisastet, lämmastiku mineralisatsiooni ja denitrifikatsiooni protsesse (Menyailo *et al.*, 2002; Järveoja, 2011).

N<sub>2</sub>O emissioone soodustab kõrgem pH, sest see mõjutab anaeroobsete mikroobide tegevust (Menyailo *et al.*, 2002). Võrreldes kuusikute ja männikutega, oli kaasikutes kõrgem keskmine pH ja kõige madalam C:N. Kõige madalamad N<sub>2</sub>O emissioonid mõõdeti männikutest, mida, seletab viimaste kõrgem C:N suhe. Drösler *et al.* (2008) leidsid, et naerugaasi piigid esinevad eelkõige kevadisel sulaperioodil. Seda seletatakse asjaoluga, et lämmastik on mikroorganismidele kergemini kättesaadav kevadisel perioodil, mil vahelduvad lühiajalised sula- ja külmumisperioodid ning väheste taimede tõttu on ka konkurents kättesaadava lämmastiku pärast väiksem (Regina *et al.*, 2004; Pihlatie *et al.*, 2010). Sageli on täheldatud sel perioodil väga muutuvaid naerugaasi emissioone (Flessa *et al.*, 1998; Regina *et al.*, 2004). Eelpool öeldu iseloomustab väga hästi kuusikutest tulenevaid naerugaasi voogusid - kevadisel sulaperioodil (jaanuar-märts 2015) mõõdeti kuusikutes kõige kõrgemad naerugaasi piigid.

## 5. Kokkuvõte

Eestis alustati sihipärast metsade kuivendamist 19. sajandil. Esimesed teadaolevad kuivendustööd teostati Järvelja Õppe- ja Katsemetskonnas 19. sajandi II pooles. Eestis toimus intensiivne metsakuivendussüsteemide rajamine kuni 1980-ndate aastate lõpuni. Metsakuivenduse eesmärk on juhtida ära liigne vesi ja parandada sellega puistude tootlikkust, metsade liigniiskusest tingitud seisundit, tuleohutust, lihtsustada metsade majandamist, marjade-seente korjamist ning jahipidamist. Kuivendatud metsamaade kogupindala Eestis on ligikaudu 560 000 ha

Kuivendusjärgselt intensiivistub mullahingamine, kuna paraneb liigniiske ala pindmise kihi aeratsioon ning vastavalt suureneb aeroobsete lagundajate populatsioon ja seeläbi kiireneb orgaanilise aine lagundamine ning oksüdatsioonil eralduva süsihappegaasi kogus. Samaaegselt väheneb märkimisväärselt metaani emiteerimine, kuna seda sünteesitakse anaeroobses pinnasekihis. Jõudes maapinnalähedasse aeroobsesse pinnasekihti, oksüdeeritakse viimane süsihappegaasiks. Naerugaas tekib mullas mikrobioloogiliste protsesside käigus, peamiselt nitrifikatsiooni ja/või denitrifikatsiooni protsessi käigus.

Süsihappegaas on üks peamine kliima soojenemist põhjustav kasvuhoonegaas, kuid dilämmastikoksiidi globaalset soojenemist mõjutav potentsiaal 298 korda ning metaanil 34 korda kõrgem kui samal kogusel süsinikdioksiidil.

Kasvuhoonegaaside emissioone mõõdeti Järvelja Õppe-ja Katsemetskonnas 3-4 nädala tagant pimekambrimeetodil perioodil aprill 2014 kuni märts 2015 (lisa 1, joonis 1) ja erineva kuivendusrežiimiga kõdusoometsadest. Domineerivad puuliigid puistudes olid harilik mänd (*Pinus sylvestris*), harilik kuusk (*Picea abies*) ja sookask (*Betula pubescens*). Iga ala kohta valiti kolm kordust ning mõõtmisi teostati kuivenduskraavist 5, 15, 40 ning 80m kaugusel (lisa 1, joonis 2). Gaasimõõtmistega paralleelselt registreeriti kõikidel aladel mullatemperatuur, mullaniiskus, veetase, veekvaliteet ning mullakeemia parameetreid.

Käesoleva töö tulemustest selgus, et süsihappegaasi emissioon sõltub oluliselt pindmise mullatemperatuurist ning muutub sesoonselt: emissioonid kasvasid juulis ning olid võrdlemisi madalad jaanuaris ja veebruaris.

Süsihappegaasi ja naerugaasi emissioonid oli võrreldes männikutega kaasikutest usaldusväärselt kõrgemad, mida põhjendas kaasikute suurem turbatüsedus ja seega väiksem

mineraliseerumata turba kogus. Ühtlasi leiti kaasikutest suuremale turba lagunemisastmele, lämmastiku mineralisatsioonile ja denitrifikatsiooni protsessile viitav madalam C:N suhe (<20). Kaasikutes mõõdeti ka kõrgem keskmine pH-tase, mis soodustas mikroobide tegevust. Keskmine aasta hingamine oli männikutes  $72,4 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , kuusikutes  $80,8 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning kaasikutes  $99,7 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Naerugaasi puhul vastavalt  $8,5 \text{ } \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ,  $24,3 \text{ } \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ja  $44,1 \text{ } \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Kevadisel sulaperioodil täheldati nii kaasikutest (kuni  $76,2 \text{ } \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) kui kuusikutest (kuni  $124,1 \text{ } \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) suuruseid naerugaasi emissioone. Seda seletatakse asjaoluga, et lämmastik on mikroorganismidele kergemini kättesaadav kevadiselt sulaperioodil ning vähesest vegetatsioonist tingitud väiksem konkurents kättesaadava lämmastiku pärast.

Uurimisperioodil esines valdavalt metaani tarbimist, kuid esines ka kõrgeid emissioone. Maksimaalsed metaaniamiissioonid registreeriti kaasikutest vegetatsiooniperioodil (juunis  $50,9 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning juulis  $30,0 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Seda põhjustas kõrgeist veetasemest tingitud aeroobse turbakihi puudumine ning anaeroobsete lagunemisprotsesside toimumine.

Detsembris mõõdetud positiivset metaani emissiooni männikutes ( $6,5 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) seletab kiire veetaseme tõus ja seega keskkonna anaeroobsemaks muutumine. Keskmine metaani emissioon oli männikutes  $-28,4 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , kuusikutest  $-18,4 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ning kaasikutest  $-11,3 \text{ } \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Käesoleva magistriöö tulemused näitasid, et männikute ning kuusikute metaani tarbimist, kuna aladel oli aeroobsetele mikroorganismidele sobiv pinnas ning soodne pH-tase. Kaasikute kõrgeid metaanivoogusid soodustas suurem turbatüsedus ja vegetatsiooniperioodi-aegsed kõrged veetasemed.

Võttes kokku kraavikauguse mõju mõõdetud kasvuhoonegaaside emissioonidele, selgus, et puudub usaldusväärne erinevus, küll aga täheldati võrreldes ülejäänud kraavikaugustega kraavist 5 meetri kaugusel kõrgemaid süsihappegaasi voogusid. Seda põhjendatakse suurema kuivenduse intensiivsusega kraavile lähematel aladel. Metaani voogusid iseloomustab ruumis muutuvate niiskustingimuste tõttu emissioonide varieeruvus erinevatelt kraavikaugustelt.

Magistritöö tulemused näitasid, et suurim summaarne globaalse soojenemise potentsiaal oli kaasikutel ( $31919 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), millest suurima osakaalu moodustas süsihappegaas ( $30130 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Metaani globaalse soojenemise potentsiaal oli kõikidel aladel negatiivne (männikutes  $-110$ ; kuusikutes  $-71$  ning kaasikutes  $-46 \text{ kg CO}_2 \text{ ekv ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ).

Magistritöö tulemuste põhjal võib järeldada:

- Muudetud hüdroloogilise režiimiga metsad emiteerivad süsihappegaasi, seotakse valdavalt metaani ning soodastes keskkonnatingimustes kasvavad diämmastikoksiidi emissioonid;
- Kasvuhoonegaaside emissioone mõjutavad peamiselt mullatemperatuur, veetase, süsiniku-lämmastiku suhe, pH ning kättesaadava lämmastiku olemasolu;
- Erinevatelt kraavikaugustelt mõõdetud kasvuhoonegaaside emissioonid ei erine usaldusväärselt.
- Usaldusväärselt suurimad emissioonid mõõdeti kaasikutest ning vähimad männikutest.

## Summary

### Greenhouse Gas Emissions from Drained Peatland

Author: Helina Maanso

The drained peatland area of Estonia is approximately 560. 000 ha (Etverk, 2002, Pikk, 1997 *cit.* Kaisel & Kohv, 2009, Ilomets, 2009 *cit.* Esenberg, *et al.*, 2013). The history of forest drainage extends beyond the 19th century in Estonia. A primary concern of forest drainage on hydromorphic soils is to improve wood production and forest management, including minimising fire hazard and enhance hunting and recreational value (Arukuusk, 2010).

A key issue is the fact that drained peatlands are significant hot spots of greenhouse gas (GHG) emissions. Drainage improves soil aeration conditions which leads to decomposition of organic matter and process of oxidation, which results in increased emissions of carbon dioxide (von Arnold *et al.*, 2005; Kaisel & Kohv, 2009; Berglund & Berglund, 2011). While methane emissions are generally reduced, due to aerobic conditions (Kaisel & Kohv, 2009), nitrous oxide emissions might increase as it is produced through microbiological processes, mainly through nitrification and/or denitrification process (Regina *et al.*, 1996; Drösler *et al.*, 2008; Järveoja, 2011). However, nitrous oxide has 298-times bigger and methane has 34-times bigger global warming potential than the same amount of CO<sub>2</sub> in 100-yr time horizon. (IPCC 2013b)

The main objectives of the study were to:

- Analyse greenhouse gas-CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from drained peatland forests;
- Analyse the effects of drainage (distance from the ditch), dominating tree species and environmental conditions on GHG emissions;
- Estimate the global warming potential (GWP) of GHG emissions from drained peatland forest.

The measurements of CO<sub>2</sub>-C, CH<sub>4</sub>-C and N<sub>2</sub>O-N fluxes were carried out using the closed dark chamber-method from April 2014 to March 2015 (every three to four weeks) in Järvelja forest district. Dominating tree species were Scots pines (*Pinus sylvestris*), Spruces (*Picea*



*abies*) and birch (*Betula pubescens*). All together nine sites were measured. Measurements were carried out 5, 15, 40 and 80 m from the drainage ditch in four replications. Gas concentrations were measured using the Shimadzu 2014 GC (ECD, FID) gas-chromatographic system. Information about soil temperatures (10, 20, 30 and 40cm depths), soil humidity, groundwater level, water quality and soil chemistry were analysed in water laboratory of University of Tartu and Estonian Environmental Research Centre.

The main results of the paper showed high CO<sub>2</sub>-C emissions from drained peatland forests (average emissions varied in a range of 0.84 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> to 264.7 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, respectively) and emission rates depended on peat temperature and groundwater level. Soil respiration was significantly smaller in pine forests than in forests dominated by birch (72.4 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> and 99.7 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, respectively). These results may be explained by the fact that (1) bigger average peat depth, (2) lower (<20) carbon-nitrogen balance (C:N balance), which show more intense peat decomposition, nitrogen mineralisation and denitrification process, (3) higher average groundwater level during vegetation period, and (4) higher average pH-level, were found in sites dominated by birch.

Soils mostly consumed methane during the measurement period, although in summer high emission peaks (June 50.9 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; July 30.0 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, respectively) were found in birch sites. These results are likely to be related to the higher average groundwater level during the vegetation period, which led to anaerobic conditions, including deeper peat layer and supportive pH level in birch sites. Emissions from pine sites (6.5 µg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) in December were probably caused by increasing groundwater level.

During early spring period besides birch sites, high nitrogen oxide emissions were found also from spruce sites (up to 124.1 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). A possible explanation for this is available nitrogen for microorganisms—due to smaller vegetation, there were probably less competition for it.

GHG emissions from different distances from drainage ditch did not differ significantly, although, near the ditch (5m) more intense drainage effect and larger CO<sub>2</sub> emissions were found.

Considering the global warming potential of drained peatland forests, birch sites had the biggest global warming potential (31919 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), while carbon dioxide played a major role (30130 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>). The global warming potential of methane was

negative throughout all the sites  $-110 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  pine sites;  $71 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  spruce sites and  $-46 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , respectively).

In summary, these results show that:

- Drained peatland forests were source of  $\text{CO}_2$  and in certain environmental conditions significant  $\text{N}_2\text{O}$  emitters, however methane emissions generally decreased.

- The level of GHG emissions were mostly correlated to soil temperature, groundwater level, pH and available nitrogen

- GHG emissions from different distance of drainage ditch did not differ reliably.

- Reliably highest level of GHG emissions were registered from birch sites and lowest in pine sites.

## **Tänuavaldused**

Autor avaldab kõige suuremat tänu töö juhendajatele Martin Maddisonile ja Raili Hansenile oskusliku töö juhendamise ja abi eest välitöödel. Samuti soovib autor tänada matemaatilise statistika lektorit Mare Vähi, keskkonnatehnoloogia vanemteadusri Marik Truud, doktorant Mikk Espenbergi nõuannete eest statistilise analüüsi teostamisel ning teadur Alar Teemuski gaasiproovide analüüsimise ees, lisaks kõiki teisi asjaosalisi, kes aitasid kaasa töö valmimisele.

Käesoleva magistritöö kulutused on kaetud RMK rakendusuuringu projektist „Muudetud veerežiimiga metsade süsiniku ja lämmastikuringe“.

## Kasutatud kirjandus

- Arukuusk, A., (koost), Meikar, T, 2010 . 60 aastat mehhaniseeritud kuivendust Eestis. Eesti Metsaselts
- Barrena, I., Estavillo, J M., González-Murua, C., Duñabeitiaa, M, Menéndezb, S., Merino, P., Spott, O, Stanged,F., 2013. Greenhouse gas fluxes (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>) from forest soils in the Basque Country: Comparison of different tree species and growth stages. *Forest Ecology and Management*, 310:600–611.
- Batjes, N.H., Bridges, E. M., 1992. A review of soil factors and processes that control fluxes of heat, moisture and greenhouse gases, Technical paper 23, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
- Berg, B., Meentemeyer, V., 2002. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential, *Plant and Soil*, 242: 83–92.
- Berglund, Ö., Berglund,K., 2011. Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil, *Soil Biology and Biochemistry*, 43:923–931.
- Dalal, C. R., Robertson, G. P., Parton, J., Wang, W., 2003. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review, *Australian Journal of Soil Research*, 41: 165 – 195.
- Danevčič, T., Mandic-Mulec, I., Stres, B., Stopar, D., 2010. Emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from Southern European peatlands, *Soil Biology and Biochemistry*, 42:1437-1446.
- Drösler, M., Janez, H., Freibauer, A., Christensen, T.R., Friborg,T., 2008. Observations and status of peatland greenhouse gas emissions in Europe, *Ecological Studies*, 203: 243–261.
- Etverk, I., 2002. 20. Sajand Eesti metsades. Eesti Metsaselts.
- Flessa, H., Wild,U.,Klemisch, M., Pfadenhauer, J.,1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture . *European Journal of Soil Science*, 49 :327–335.
- Joosten, H., Clarke, D., 2002. Wise use of mires and peatlands background and principles Including a Framework for Decision-making; International Mire Conservation Group and

International Peat Society.

Järveoja, J., 2011. Kasvuhoonegaaside emissioon päideroo abil rekultiveeritavalt turbatootmisalalt, magistritöö, Tartu Ülikool Loodus- ja tehnoloogiateaduskond Ökoloogia ja Maateaduste Instituut Geograafia osakond.

Kaisel, M., Kohv, K., 2009. Metsakuivenduse keskkonnamõju ülevaade. Eestimaa Loodus Fond, Ecoprin.t

Kelman, R., Wieder, D., Vitt, H., 2006. Boreal Peatland Ecosystems: Springer Norway spruce and white birch in Scandinavian forests, *Forestry*, 68: 49–62.

Klemetsson, L, von Arnold, K., Weslien, P., Gundersen, P., 2005. Soil C:N ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions, *Global Change Biology*, 1:1142–1147.

Kløve, B., Sveistrup, T. E., Hauge, A., 2010. Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway, *Geoderma*, 154:219-232.

Laiho, R., 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 2011–2024.

Leppälä, M., Oksanen, J., Tuittila, E.S., 2011. Methane flux dynamics during mire succession. *Oecologia*, 165: 489–499 .

Lohila, A., Aurela, M., Hatakka, J., Pihlatie, M., Minkkinen, K., Penttilä, T. , Laurila, T., 2010. Responses of N<sub>2</sub>O fluxes to temperature, water table and N deposition in a northern boreal fen *European Soil Science*, 6: 651–661.

Mahmood, S., Stack, M., 2011. Methane dynamics of recolonized cutover minerotrophic peatland: Implications for restoration , *Ecological Engineering*, 37: 1859–1868.

Mander, Ü., Uuemaa, E., Kull, A., Kanal, A., Maddison, M., Soosaar, K., Salm, J. O., Lestaa, M., Hansen, R., Kuller, R., Harding, A., Augustinc, J., 2010. Assessment of methane and nitrous oxide fluxes in rural landscapes., *Landscape and Urban Planning*, 98: 172–181.

Mathiesen, A. 1972. Tartu Ülikooli Metsaosakonna toimetused nr 11, Ülikooli õppemetskond, Ülikooli õppemetskonna väljaanne.

Menyailo, O.V., Hungate, B. A., Zech, W., 2002. Tree species mediated soil chemical changes in a Siberian artificial afforestation experiment, *Plant and Soil*, 242:171-182.

Minkkinen, K., 1999. Effect of forestry drainage on the carbon balance and radiative forcing of peatlands in Finland, University of Helsinki, Academic dissertation.

Minkkinen, K., Laine, J., 2006 . Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry, *Plant Soil*, 285:289–304.

Nilsson, M., Sagerfors, J., Buffam, I., Laudon, H., Eriksson, T., Grelle, A., Klemetsson, L., Weslien, P., Lindroth, A., 2008. Contemporary carbon accumulation in a boreal minerogenic mire – a significant sink after accounting for all C-fluxes, *Global Change Biol.*, 14: 2317–2332.

Ojanen, P., Minkkinen, A., K., Penttilä, T., 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands, *Forest Ecology and Management*, 289: 201–208.

Paavilainen, E., Päivänen, J., 1995. Peatland forestry : Ecology and Principles, *Springer*.

Pihlatie, M.K., Kiese, R., Bruggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Kieloaho, A.J., Laurila, T., Lohila, A., Mammarella, I., Minkkinen, K., Penttil, T., Schonborn, J., Vesala, T., 2010. Greenhouse gas fluxes in a drained peatland forest during spring frost-thaw event, *Biogeosciences*, 7: 1715–1727.

Pikk, J., Seemen, H., 1997. Metsaparanduse minevik ja tänapäev Eestis, Akadeemilise metsaseltsi toimetised IX, Eesti Põllumajandusülikool Metsateaduskond & Akadeemiline Metsaselts.

Pikk, J., Valk, U., 1997. Metsakuivendus Eestis. Metsaparanduse minevik ja tänapäev Eestis; Akadeemilise metsaseltsi toimetised IX; Eesti Põllumajandusülikool Metsateaduskond & Akadeemiline Metsaselts,.

Regina, K., Nykänen, H., Silvola, J., Martikainen, P., 1996. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification. *Biogeochemistry*, 35: 401-418.

Päivänen, J., Hånell, B., 2012. Peatland Ecology and Forestry - a Sound Approach. University of Helsinki Department of Forest Sciences Publication 3, Vammalan Kirjapaino.

Regina, K., Syväsalu, E., Hannukkala, A., Esala, M., 2004. Fluxes of N<sub>2</sub>O from farmed peat

soils in Finland. *European Journal of Soil Science*, 55: 591-599.

Rinne, J., Riutta, T., Pihlatie, M., Aurela, M., Haapanala, S., Tuovinen, J., Tuittila, E., Vesala, T., 2007, Annual cycle of methane emission from a boreal fen measured by the eddy covariance technique, *Tellus B*, 59:449–457.

Sagerfors, J., Lindroth, A., Grelle, A., Klemetsson, L., Weslien, P., Nilsson, M., 2008. Annual CO<sub>2</sub> exchange between a nutrient-poor, minerotrophic, boreal mire and the atmosphere, *Geophys. Res.*, 113 p. G01001.

Salm, J. O, Maddison, M., Tammik, S., Soosaar, K., Truu, J., Mander, Ü., 2011. Emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia, *Hydrobiologia*, 692: 41–55.

Salm, J. O., 2012. Emissions of greenhouse gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from Estonian transitional fens and ombrotrophic bogs: the impact of different land-use practices, Doktoritöö, Tartu Ülikooli kirjastus.

Valk, U., 1997. Artikkel „Metsaparandus kui teadusharu.“ Metsaparanduse minevik ja tänapäev Eestis, Akadeemilise metsaseltsi toimetised IX, Eesti Põllumajandusülikool, Metsateaduskond & Akadeemiline Metsaselts.

Von Arnold, K., Nilsson, M., Hånell, B., Wesliend, P., Klemetsson, L., 2005. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from drained organic soils in deciduous forests, *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 1059–1071.

Yamulki, S., Harrison, R.M., Goulding, K. V.T., Webster, C.P., 1997. N<sub>2</sub>O, NO and NO<sub>2</sub> fluxes from grassland: effect of soil pH, *Soil Biology & Biochemistry*, 29 :1199–1208

## Internetiallikad

Arukuusk, A., 2006. Metsa kuivendus ei ole patutegu; Eesti Loodus.

([http://www.loodusajakiri.ee/eesti\\_mets/index.php?id=520&id\\_a=501&src=loe](http://www.loodusajakiri.ee/eesti_mets/index.php?id=520&id_a=501&src=loe) ).

Kättesaadav 14.05.2015.

Esenberg, S., Kuhi-Thalfeldt, R., Lahtvee, V., Jüssi, M., 2013. Eesti võimalused liikumaks konkurentsivõimelise madala süsinikuga majanduse suunas aastaks 2050.

([http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1200189/L\\_%A1ppraport\\_madal+c\\_1.pdf](http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1200189/L_%A1ppraport_madal+c_1.pdf)). Kättesaadav 14.05.2015.

IPCC, 2007. Global warming Potentials.

(<http://www.ghgprotocol.org/files/ghgp/tools/Global-Warming-Potential-Values.pdf> ).

kättesaadav 20.04.2015

IPCC 2013a. Introduction In Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ( [https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5\\_Chapter01\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_Chapter01_FINAL.pdf) ). Kättesaadav 20.04.2015.

IPCC 2013b. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis.

([https://www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar5/wg1/WG1AR5\\_Chapter08\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar5/wg1/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf) ).

Kättesaadav 20.04.2015.

Keskkonnaministeerium, 2013. Eesti kuues kliimaaruanne ÜRO ramkonventsiooni elluviimise kohta

([http://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article\\_files/kliimaaruanne\\_et.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/kliimaaruanne_et.pdf)).

Kättesaadav 20.04.2015.

Kyoto protocol, 1998. (<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf> ). Kättesaadav 20.04.2015.

Laas,E., Tatar,T., Teppo, P.,Paal, T., 2007; Järvelja looduskaitseala kaitsekorralduskava 2012-2021. ([http://www.keskkonnaamet.ee/kkk/Jarvelja\\_LKA\\_KKK\\_2012\\_2021.pdf](http://www.keskkonnaamet.ee/kkk/Jarvelja_LKA_KKK_2012_2021.pdf) ).

Kättesaadav 20.04.2015.



Maa-ameti geoportaal (<http://geoportaal.maaamet.ee>).

Paal, J., 1999; Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon

([http://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/Jaanuse\\_Artiklite\\_koopiad/kasvukohatyypide.klassifikatsioon.Paal.pdf](http://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/Jaanuse_Artiklite_koopiad/kasvukohatyypide.klassifikatsioon.Paal.pdf) ). Kättesaadav 19.04.2015.

RMK, 2013. Prioriteetsed uurimisteemad.

(<http://www.rm.ee/organisatsioon/teadustegevus/prioriteetsed-uurimisteemad>) . Kättesaadav 20.04.2015.

Tullus, H., 2011, Metsamajandus ja süsiniku sidumine.

([http://www.loodusajakiri.ee/eesti\\_mets/artikkel1212\\_1200.html](http://www.loodusajakiri.ee/eesti_mets/artikkel1212_1200.html)). Kättesaadav 20.04.2015.

**Lisad**

## Lisa 1



**Joonis 1.** Järvelja Katse-ja Õppemetskonnas gaasivoogude mõõtmine staatilise pimekambriga kuusikust.



**Joonis 2.** Järvelja Katse-ja Õppemetskonnas gaasivoogude mõõtmine staatilise pimekambriga kuusikust erinevatel kraavikaugustel.

## Lisa 2

**Tabel 1.** Kasvuhoonegaaside emissioonide ja keskkonnaparameetrite vaheliste seoste Spearmani astakorrrelatsiooni  $\rho$  –väärtused ( $p < 0,05$ ).

	CO <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>
CO <sub>2</sub> (mg C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )		0,054	<b>-0,304</b>
N <sub>2</sub> O (µg N m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	<b>0,054</b>		<b>0,121</b>
CH <sub>4</sub> (µg C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	<b>-0,304</b>	<b>0,121</b>	
Veetase( cm)	<b>0,144</b>	<b>-0,243</b>	<b>-0,270</b>
Temperatuur 10 (°C)	<b>0,951</b>	-0,012	<b>-0,285</b>
Temperatuur 20 (°C)	<b>0,938</b>	0,002	<b>-0,317</b>
Temperatuur 30 (°C)	<b>0,901</b>	0,001	<b>-0,343</b>
Temperatuur 40 (°C)	<b>0,879</b>	-0,004	<b>-0,343</b>
mullaniiskus (H <sub>2</sub> O m <sup>3</sup> / m <sup>3</sup> 0-5 cm	-0,007	0,210	<b>0,147</b>
Elektrijuhtivus (µS/cm)	0,059	<b>0,546</b>	0,006
O <sub>2</sub> (%)	<b>-0,037</b>	-0,157	<b>-0,236</b>
O <sub>2</sub> (mg/l)	-0,075	-0,106	-0,044
ORP (mV)	<b>-0,395</b>	<b>-0,298</b>	-0,034
pH	<b>0,211</b>	<b>0,246</b>	<b>-0,176</b>
NO <sub>3</sub> (mg/l)	<b>0,586</b>	<b>0,206</b>	0,093
NH <sub>4</sub> (mg/l)	<b>-0,348</b>	0,129	-0,045
N <sub>üld</sub> vesi (mg/l)	<b>0,762</b>	0,126	0,013
PO <sub>4</sub> (mg/l)	<b>0,423</b>	0,187	<b>0,356</b>
P <sub>üld</sub> vesi (mg/l)	<b>-0,378</b>	<b>0,258</b>	<b>0,311</b>
SO <sub>4</sub> (mg/l)	<b>0,223</b>	0,061	-0,062
pH-H <sub>2</sub> O	<b>0,545</b>	<b>0,439</b>	0,019
KA (mg/kg)	<b>0,387</b>	-0,128	<b>-0,538</b>
DOC (mgC/kg)	-0,088	0,136	0,049
N <sub>üld</sub> muld(mg/kg)	<b>0,392</b>	<b>0,445</b>	0,087
DN (mgN/kg)	<b>0,476</b>	<b>0,723</b>	0,278
DC:DN	<b>-0,383</b>	<b>-0,514</b>	-0,034
NH <sub>4</sub> (mgN/kg)	-0,109	-0,097	0,300
NO <sub>3</sub> -N (mgN/kg)	<b>0,408</b>	<b>0,729</b>	0,307
P <sub>üld</sub> muld (mg/kg)	0,228	<b>0,402</b>	0,171
PO <sub>4</sub> -P (mgP/kg)	0,087	<b>0,333</b>	<b>0,407</b>
S (mg/kg)	0,198	<b>0,443</b>	0,075
SO <sub>4</sub> (mg/kg )	<b>-0,351</b>	-0,184	0,035
K (mg/kg)	0,049	-0,219	-0,220
Ca (mg/kg KA)	<b>0,525</b>	<b>0,542</b>	0,048

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Helina Maanso

(sünnikuupäev 22.11.1989)

1. Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Kasvuhuoneghaaside emissioon kõdusoometsadest,

mille juhendajad on Martin Maddison ja Raili Hansen

- 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 19.05, 2015